

FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y MEDIOAMBIENTE
UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA



**Más allá de plantar: evaluando estrategias para la conversión a bosque
nativo en el Parque Nacional Conguillío, región de La Araucanía.**

Actividad de Titulación presentada en la modalidad de Formulación, Diseño y/o Ejecución de Proyectos, como parte de los requisitos para optar al título de Ingeniero(a) en Recursos Naturales de la Universidad de La Frontera.

ANTONIA BELÉN BRIONES CALVO
PROFESOR GUÍA DR. RODRIGO VARGAS GAETE
TEMUCO – CHILE
MARZO, 2024

ÍNDICE

1.	RESUMEN	5
2.	SUMMARY	6
3.	INTRODUCCIÓN	7
4.	MARCO TEÓRICO.....	10
4.1	Silvicultura de plantaciones forestales en Chile	10
4.2	<i>Pseudotsuga menziesii</i> en Chile	11
4.3	Conversión de monocultivos de especies exóticas a bosques nativos	12
4.4	Estrategias de plantación.....	12
4.5	Evaluación de procesos de restauración	15
4.6	Variables que influyen sobre la supervivencia de individuos plantados	15
5.	HIPÓTESIS.....	17
6.	OBJETIVO GENERAL.....	17
7.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
8.	MATERIAL Y MÉTODOS	18
8.1	Área de estudio.....	18
8.2	Descripción del ensayo	19
8.3	Diseño de muestreo.....	21
8.4	ANÁLISIS DE DATOS	23
9.	RESULTADOS	26
9.1	Reevaluación del desempeño de los individuos plantados en el ensayo Madre.....	27
9.2	Tratamientos y variables que influyen en la tasa de supervivencia (%)	29
9.3	Regeneración natural de especies arbóreas y arborescentes	30
9.4	Riqueza y diversidad de vegetación vascular	32

10. DISCUSIÓN.....	34
10.1 Desempeño de los individuos plantados	34
10.2 Variables que influyen en la supervivencia de los individuos	35
10.3 Regeneración natural y diversidad de vegetación vascular	36
11. CONCLUSIÓN	37
12. CUMPLIMIENTO DEL PERFIL PROFESIONAL	39
13. AGRADECIMIENTOS.....	40
14. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
15. ANEXOS	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ventajas potenciales que presentan esquemas de plantación en <i>clusters</i> (nidos y grupos) vs hileras.....	14
Tabla 2. Medianas de variables de sitio y micrositio para cada tratamiento.....	26
Tabla 3. Supervivencia (%) mediana de cada zona, para los años 2017, 2019 y 2023.....	27
Tabla 4. Abundancia de regeneración de especies nativas (NA) y exóticas (EX) por hectárea.....	30
Tabla 5. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de los distintos tratamientos, bosque nativo y plantación.....	33

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. (A) Sucesión natural agrupada de las especies pioneras <i>Nothofagus dombeyi</i> y <i>Embothrium coccineum</i> en el sector Marsella, Parque Nacional Conguillío. (B) <i>Embothrium coccineum</i> semillando en el mismo sector	13
Figura 2. Mapa de ubicación del ensayo Madre al interior del predio Marsella, Parque Nacional Conguillío.....	19
Figura 3. Propuesta de tratamientos establecidos	20
Figura 4. (A) Unidades de muestreo establecidas en el ensayo, en el bosque nativo y en la plantación de Pino oregón. (B) Diseño de las unidades de muestreo establecidas en los tratamientos de plantación en grupos e hileras.....	21
Figura 5. Legados biológicos en el ensayo Madre, sector Marsella, Parque Nacional Conguillío.....	22
Figura 6. Diagramas de caja con la distribución de la supervivencia (%) de cada tratamiento.....	27
Figura 7. Gráficos de los crecimientos promedio de altura y DAC para cada tratamiento.....	28
Figura 8. Diagramas de caja con la distribución de la esbeltez de los individuos en cada tratamiento.....	29
Figura 9. Relación entre la distancia al legado biológico y la tasa de supervivencia (%).....	30
Figura 10. Regeneración de especies nativas según etapa sucesional, en cada tratamiento.....	31
Figura 11. Regeneración de Pino oregón por clase de altura, en cada tratamiento.....	31
Figura 12. Gráfica de la relación entre la abundancia de regeneración de pino oregón y la distancia la plantación.....	32
Figura 13. Curvas de acumulación de especies para los diferentes tratamientos y ecosistemas de referencia.....	33

1. RESUMEN

La tala rasa es el método de cosecha predominante de las plantaciones forestales en Chile y a la vez la actividad forestal más perjudicial. Lo que ha incrementado la necesidad de identificar estrategias para convertir plantaciones forestales a bosques nativos, con el objetivo de recuperar la estructura y composición del bosque y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos. Sin embargo, el desarrollo de enfoques silvícolas para facilitar la conversión es uno de los principales desafíos para la ecología de la restauración en el país. Este estudio evaluó tratamientos de plantación con especies nativas (dispuestas en grupos e hileras, subdivididas en puras y mixtas), como estrategia de conversión a bosque nativo post-tala rasa de *Pseudotsuga menziesii* en el predio Marsella, Parque Nacional Conguillío. Los objetivos fueron (1) evaluar el desempeño de los individuos plantados en términos de supervivencia, crecimiento en altura y diámetro, y estabilidad en los años 2017, 2019 y 2023, (2) identificar los tratamientos y las variables de sitio y micrositio que influyen significativamente en la supervivencia de los individuos y (3) analizar la regeneración natural de especies nativas, la invasión de *Pseudotsuga menziesii* y la diversidad de plantas vasculares en cada tratamiento. Se aceptó la hipótesis que sugiere que los tratamientos establecidos no tendrán un efecto significativo en la supervivencia de los individuos, sino que serán las variables de sitio y micrositio las que modulen esta respuesta. Se revaluaron 54 parcelas establecidas en 2017, registrando la cantidad de individuos vivos, sus alturas y diámetros, así como la regeneración arbórea, la composición florística y las variables de sitio y micrositio. Los tratamientos no influyeron en la supervivencia, sin embargo, una menor distancia a legados biológicos favoreció a los individuos plantados. No se determinó con certeza que tratamiento permite un mejor desempeño en estabilidad y crecimiento en DAC. Se registró un incremento progresivo en la supervivencia y crecimiento en altura de los individuos a medida que se alejaban de los predios particulares y del acceso al ensayo, indicando la influencia de factores externos en su desempeño. Tratamientos bi-específicos presentaron una mayor regeneración de especies nativas dado por la sobresaliente regeneración de Notro.

2. SUMMARY

Clear-cutting is the predominant harvesting method of forest plantations in Chile and at the same time the most damaging forestry activity, which has increased the need to identify strategies to convert forest plantations to native forests, with the objective of recovering the structure and composition of the forest and its capacity to provide ecosystem services. However, the development of silvicultural approaches to facilitate conversion is one of the main challenges for restoration ecology in the country. This study evaluated planting treatments with native species (arranged in groups and rows, subdivided into monocultures and mixed), as a strategy for conversion to native forest after clear-cutting of *Pseudotsuga menziesii* in the in Marsella, Conguillío National Park. The objectives were (1) to evaluate the performance of the planted individuals in terms of survival, growth in height and diameter, and stability in the years 2017, 2019 and 2023, (2) to identify the treatments and site and microsite variables that significantly influence the survival of individuals, and (3) to analyze the natural regeneration of native species, the invasion of *Pseudotsuga menziesii* and the diversity of vascular plants in each treatment. Was accepted the hypothesis suggests that the established treatments will not have a significant effect on the survival of individuals, site and microsite variables will modulate this response. 54 plots established in 2017 were re-evaluated, recording the number of living individuals, their heights and diameters, as well as tree regeneration, floristic composition, and site and microsite variables. Treatments did not influence survival, however, a shorter distance to biological legacies favored planted individuals. It was not determined with certainty which treatment allowed a better performance in stability and growth in diameter. There was a progressive increase in the survival and height growth of individuals as they moved away from the private properties and access to the trial, indicating the influence of external factors on their performance. Bi-specific treatments showed a greater regeneration of native species caused by to the outstanding regeneration of Notro.

2. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas del centro-sur de Chile (37-41°S) se incluyen dentro de los 35 puntos críticos para la conservación de la biodiversidad a nivel mundial, debido a su alta concentración de especies endémicas y alto nivel de amenaza por influencia antrópica (Mittermeier *et al.*, 2011). En esta zona, la pérdida de bosque nativo está fuertemente asociada a la habilitación de áreas para cultivos agrícolas y praderas, así como al aumento de plantaciones forestales de especies exóticas (Echeverría *et al.*, 2006). Chile cuenta con alrededor de 3,11 millones de ha de plantaciones forestales, de las cuales el 60% están conformadas por *Pinus radiata* (D. Don), el 33% por especies del género *Eucalyptus*, y el resto por otras especies entre las cuales se incluye *Pseudotsuga menziesii* ((Mirb.) Franco var. *Menziesii*) con un 0.66% (CONAF, 2021). Esta última especie, se concentra en la Región de La Araucanía, con el 48% del total nacional (Sagardía Parga *et al.*, 2022). A nivel regional, La Araucanía destaca entre las regiones con mayor cobertura de plantaciones forestales, ocupando la tercera posición después de la región del Biobío y el Maule. En esta región, el 30,29% de la superficie está cubierta por bosques nativos y el 19,86% por plantaciones forestales (CONAF, 2021).

Los bosques nativos y las plantaciones forestales proveen diversos bienes y servicios. Sin embargo, las plantaciones forestales a pesar de ser más eficientes en la generación de materia prima (madera y fibra) y recursos energéticos (leña y biocombustibles), presentan una reducción en gran parte de los demás servicios ecosistémicos (Promis, 2020). Esto incluye, servicios de provisión, regulación, culturales y de soporte (Groot & van der Meer, 2010). La sustitución de bosques nativos para establecer plantaciones forestales de especies exóticas de rápido crecimiento implica cambios dramáticos en los atributos propios de un ecosistema forestal. Esta transformación simplifica la estructura del ecosistema y la composición de especies, y altera las funciones y procesos ecológicos (Promis, 2020). Las plantaciones forestales en Chile están conformadas principalmente por especies exóticas, son usualmente monoespecíficas, presentan una alta densidad de árboles coetáneos y se manejan a través de rotaciones relativamente cortas, dependiendo de la especie (< 40 años). Este tipo de manejo implica un aumento en el consumo de recursos naturales, como agua y nutrientes, lo que conlleva a que la provisión de diversos bienes y servicios sea mermada (Donoso & Otero, 2005). Sumado a lo anterior, el método de cosecha predominante de las plantaciones forestales de Chile es la tala rasa (Donoso & Otero, 2005; Niklitschek, 2015), la cual consiste en el volteo en una temporada de todos los individuos arbóreos en un área definida (Reglamento Técnico del D.L. 701,

1980). Dentro del manejo forestal, la tala rasa es la actividad de mayor impacto, tanto para el ambiente, como para las personas (Donoso & Otero, 2005; Donoso, 2009), ya que genera efectos negativos en los procesos hídricos y edáficos, en los valores estéticos y en la biodiversidad (McGinley *et al.*, 2013; Niklitschek, 2015).

En este contexto, tras la tala rasa, un desafío clave es identificar estrategias de restauración que tiendan a la conversión de plantaciones forestales a bosques nativos (Fajardo, 2020). Esto con el objetivo de recuperar la estructura y composición del bosque y su capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Navarrete, 2022). En áreas protegidas, la restauración se vuelve una herramienta necesaria para conservar biodiversidad, procesos ecológicos, conectividad del hábitat, belleza paisajística y el patrimonio cultural (Giavelli & Cabalin, 2015). Actualmente se presenta un impulso histórico, donde hay un número creciente de políticas e iniciativas que promueven la restauración de bosques naturales que han sido reemplazados por plantaciones (PEFC, 2018; Donoso *et al.*, 2018). Sin embargo, las experiencias documentadas de conversión de plantaciones forestales a bosque nativo aún son escasas en Chile, y el desarrollo de enfoques silvícolas para facilitar la conversión sigue siendo uno de los principales desafíos para la ecología de la restauración en el país (Fajardo, 2020; Kremer *et al.*, 2021).

En el predio Marsella, ubicado en el Parque Nacional Conguillío, región de La Araucanía, desde el año 2015 se ha logrado establecer y sistematizar ensayos de conversión a bosque nativo posterior a actividades de tala rasa de Pino oregón en más de 30 ha (Vargas-Gaete *et al.*, 2018). Estos ensayos se establecieron después de la incorporación del predio al Parque nacional, y ante la presencia de plantaciones de Pino oregón establecidas por propietarios anteriores, lo cual representó un desafío para la Corporación Nacional Forestal (CONAF) debido a la capacidad de propagación natural de esta especie (Peréz *et al.*, 2017).

El ensayo de conversión más grande que se encuentra en el predio, denominado “Ensayo Madre”, abarca 17,3 ha y tiene como objetivo: contrastar métodos de plantación de especies nativas, tras actividades de tala rasa, comparando plantaciones establecidas en hileras y plantaciones en grupos, considerando tratamientos de plantaciones puras y mixtas (Vargas-Gaete *et al.*, 2018). La plantación en *clusters* es un método que ha presentado buenos resultados en otros ecosistemas templados (Saha *et al.*, 2012; Saha *et al.*, 2013). Sin embargo en Chile, no ha sido mayormente evaluado

(Bannister, 2015), ni tampoco existen publicaciones que hayan documentado su comparación con métodos tradicionales de plantación. Este ensayo, constituye una experiencia sin precedentes, cuyo monitoreo a largo plazo puede aportar al manejo adaptativo en el área y en otras zonas de centro sur de Chile (Vargas-Gaete *et al.*, 2018).

El presente trabajo, realizado en el Laboratorio de Ecosistemas y Bosques, centro de investigación adscrito a la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medioambiente de la Universidad de La Frontera, busca evaluar por tercera vez el “Ensayo Madre” como estrategia de conversión. Tras ocho años de su establecimiento, la evaluación del ensayo se centra en la sobrevivencia, crecimiento y estabilidad de los individuos plantados, en la regeneración de especies nativas, la invasión de Pino oregón y la diversidad de plantas vasculares, comparando los distintos tratamientos. Finalmente se generan recomendaciones para el establecimiento de plantaciones de especies nativas como estrategia de conversión posterior a actividades de tala rasa.

3. MARCO TEÓRICO

2.1 Silvicultura de plantaciones forestales en Chile

Indudablemente el sector forestal ha contribuido al crecimiento económico del país. El año 2022 el sector forestal aportó el 1,6% del producto interno bruto (PIB) nacional, y dio empleo directo a 107 mil personas (Hernandez *et al.*, 2023). Sin embargo, este crecimiento económico no ha sido planificado en base a su sustentabilidad en el largo plazo, ya que se ha basado en el supuesto de que los recursos naturales asociados a sus prácticas forestales son inagotables (e.g. suelo y agua; Frêne & Núñez, 2010).

En Chile, las plantaciones forestales están principalmente conformadas por monocultivos de especies exóticas de rápido crecimiento (INFOR, 2021) y se manejan generalmente con rotaciones cortas, que varían dependiendo de la especie, entre 7 a 15 años con objetivos pulpables para la producción de celulosa y de 15 a 28 años con objetivos aserrables, asociado a la industria maderera (Rubilar *et al.*, 2009). Estas rotaciones cortas y la preferencia por cultivos monoespecíficos coetáneos de especies exóticas, genera una disminución de la productividad de los suelos dada la erosión asociada a los sistemas de cosecha final (Donoso & Otero, 2005). Además, las especies de rápido crecimiento presentan usualmente una mayor demanda de nutrientes los que no se logran recuperar durante el transcurso de las rotaciones (Donoso & Otero, 2005).

El método de cosecha final predominante de las plantaciones forestales de Chile es la tala rasa (Donoso & Otero, 2005). Si bien, es un método silvicultural apropiado para regenerar algunas especies arbóreas muy demandantes de radiación solar, es una de las actividades forestales de mayor impacto en las personas, y puede tener efectos perjudiciales para el ambiente, particularmente si es mal ejecutada (Donoso, 2009). La tala rasa, al remover la cubierta vegetal, disminuye el proceso de evapotranspiración y la cantidad de lluvia interceptada, aumentando la escorrentía y los caudales de la cuenca. Esto genera transporte de sedimentos y mayor turbidez en los cuerpos de agua cercanos, lo cual puede generar aumento en la frecuencia de inundaciones, (Niklitschek, 2015; Iroumé *et al.*, 2006). También afecta las propiedades físicas y químicas del suelo (Keenan & Kimmins, 1993), favoreciendo la pérdida de nutrientes (Gerding, 2009), acelerando procesos erosivos (Soto, 2011) y dejando el suelo vulnerable a deslizamientos de tierra, especialmente en áreas con pendientes pronunciadas y altas precipitaciones (Keenan & Kimmins,

1993). A la vez, puede afectar la estructura y composición de la biodiversidad y la riqueza de especies decrece significativamente (Niklitschek, 2015).

Por otra parte, genera una reacción negativa en amplios segmentos de la población, por el impacto visual que causa, ya que se tiende a asociar la degradación visual del paisaje con prácticas forestales inadecuadas y ambientalmente no sustentables (Niklitschek, 2015), lo que puede afectar las actividades de turismo (Frêne & Núñez, 2010) y el sentido de pertenencia de las comunidades aledañas (Toledo, 2022). En Chile, esta práctica deja extensas superficies de suelo descubierto (Frêne & Núñez, 2010), ya que por ley pueden alcanzar hasta 500 ha, sin existir restricciones oficiales en cuanto a las pendientes permitidas para la ejecución de talas rasas en bosques plantados (Salas *et al.*, 2016).

2.2 *Pseudotsuga menziesii* en Chile

Pseudotsuga menziesii (Pinaceae) es una conífera introducida de Norteamérica, que se caracteriza por su crecimiento relativamente rápido, y por las buenas propiedades de su madera, de gran resistencia mecánica y fácil de trabajar (Frank & Finckh, 1997). En Chile, fue plantado en forma masiva desde la década de los '50 (García, 2017). Actualmente, es la séptima especie introducida con mayor superficie en el país con 16.614 ha, repartidas entre las regiones de La Araucanía, Los Ríos y Aysén (Sagardía Parga *et al.*, 2022).

A diferencia de otras especies exóticas de rápido crecimiento, Pino oregón tiene un periodo de rotación más largo (> 25 años). En Chile presenta dos opciones de manejo con objetivos aserrables. El más tradicional proyecta una cosecha entre los 60 y 70 años, con altas densidades de plantación (2.100 – 2.500 arb/ha), raleos acompañados con podas a los 12 y 22 años y sucesivos raleos cada 8 a 10 años hasta los 48 años de edad, manteniendo un área basal de 45 m²/ha. El segundo esquema de manejo es más intensivo, y considera una edad de rotación de 45 años, con una densidad de plantación de 1.600 pl/ha y 3 raleos acompañados por podas a los 10, 15 y 20 años (Quiroz & Rojas, 2003).

Se ha documentado que esta especie puede presentar efectos negativos sobre algunas propiedades químicas del suelo. En horizontes superiores, presenta una tendencia al empobrecimiento de bases, cationes básicos y contenido de fósforo (Frank & Finckh, 1997). También, se le ha observado como

especie naturalizada e incluso invasora, debido a su notable capacidad de dispersarse más allá de las áreas de plantación original (Pauchard *et al.*, 2008), y por ser altamente competitiva con especies nativas (Fuentes *et al.*, 2014). Tiende a colonizar principalmente áreas abiertas y perturbadas, y su presencia se ha registrado principalmente en zonas adyacentes a plantaciones (Pauchard *et al.*, 2008). Incluso ha sido descrita al interior de Áreas Silvestres Protegidas, como en las Reservas Nacionales Malalcahuello y Malleco, y en los Parques Nacionales Huerquehue (Peña & Pauchard, 2001) y Conguillío (Pérez *et al.*, 2017).

2.3 Conversión de monocultivos de especies exóticas a bosques nativos

La restauración de ecosistemas forestales tiene como propósito aumentar la biodiversidad y complejidad estructural en distintos tipos de bosque (i.e., bosques adultos degradados, bosques secundarios, bosques quemados y plantaciones), con el fin de mejorar su funcionalidad ecológica y, en consecuencia, incrementar los potenciales bienes y servicios ecosistémicos.

La restauración incluye un amplio rango de estrategias tales como, restauración ecológica, rehabilitación, conversión, entre otras. Sin embargo, el tipo de estrategia a utilizar va a depender del punto inicial donde se encuentra el ecosistema y el punto final al que se pretenda llegar. Como proceso de conversión se entiende el paso de un sistema degradado a otro más cercano a la condición histórica del sitio (Bannister *et al.*, 2016; Stanturf, 2015).

Una alternativa silvicultural para convertir monocultivos de especies exóticas a bosque nativo es a través de su cosecha gradual o total. Posteriormente, se pueden seguir dos enfoques: (1) Promover la regeneración de especies nativas sin plantación adicional, utilizando diversas fuentes de propágulos internas o perimetrales. (2) Enriquecimiento, mediante la incorporación de especies nativas (Bannister *et al.*, 2016), a través de la siembra o plantación de estas.

2.4 Estrategias de plantación

Los métodos tradicionales de reforestación después de disturbios como la tala rasa buscan establecer una cobertura rápida del sitio (Drouineau *et al.*, 2000). La manera en que se establecen las plantaciones de especies arbóreas a través de filas y distanciamientos regulares entre cada individuo responde principalmente a razones operativas (Cárdenas, 2016). Este enfoque en

contextos de restauración presenta una serie de desventajas, dado los altos costos asociados a la preparación del sitio, el elevado número de plántulas requeridas (Ehring & Keller, 2006), así como la escasa heterogeneidad visual que se genera en el paisaje. En contraste, el manejo de la regeneración natural es más económico, pero ofrece un reducido control sobre la composición futura del sitio a restaurar. Debido a esta dualidad, en los últimos años ha aumentado el interés por la restauración con plantaciones en *clusters* (Donoso *et al.*, 2018). La plantación en *clusters*, ya sean “nidos” (20-30 plántulas con aproximadamente 0.2 m de espaciado entre individuos) o “grupos” (20-25 plántulas con una distancia aproximada de 1 m) (Szymanski, 1977; Saha, 2012), imitan la sucesión natural de los bosques (Figura 1), estableciendo vegetación pionera de manera heterogénea en núcleos distanciados para permitir la regeneración natural entre ellos (Bannister *et al.*, 2013; Donoso *et al.*, 2018). En Chile, se han implementado para restaurar bosques quemados en Chiloé (Bannister, 2015) y en el Parque Nacional Torres del Paine (Vidal *et al.*, 2014).



Figura 1. (A) Sucesión natural agrupada de las especies pioneras *Nothofagus dombeyi* y *Embothrium coccineum* en el sector Marsella, Parque Nacional Conguillío. **(B)** *Embothrium coccineum* semillando en el mismo sector. Fotografías: Rodrigo Vargas Gaete, 2018.

Los primeros promotores de las plantaciones en *clusters* postulaban una serie de ventajas potenciales. Sin embargo, también se reconocen las ventajas de las plantaciones en hileras. La Tabla 1 ofrece una comparación detallada de las ventajas potenciales de ambos métodos.

Tabla 1. Ventajas potenciales que presentan esquemas de plantación en *clusters* (nidos y grupos) vs hileras.

Ventajas potenciales	Clusters		Hileras	Fuente / Referencia
	Nidos	Grupos		
Bajos costos de preparación de sitio y establecimiento, debido a una menor extensión de terreno establecido para plantación y a un número reducido de plántulas requeridas.	✓	✓	x	(Ehring & Keller, 2006)
Facilidad de acceso para el riego, el mantenimiento y la aplicación de herbicidas.	x	x	✓	(Van Oosterzee <i>et al.</i> , 2020)
Promueve la regeneración natural de especies arbóreas y arbustivas, aumentando la riqueza, diversidad y productividad vegetal, así como la posible resistencia y adaptabilidad de nuevos rodales.	✓	✓	x	(Saha, 2012; Saha <i>et al.</i> , 2013; Bannister <i>et al.</i> , 2013; Donoso <i>et al.</i> , 2018)
Mayor posibilidad de no requerir intervenciones para la eliminación de regeneración de especies no deseadas de crecimiento temprano, que pudieran competir con las plántulas establecidas.	x	x	✓	(Saha <i>et al.</i> , 2017)
Facilita el aprovechamiento de legados biológicos como zonas de protección.	✓	✓	x	(Saha <i>et al.</i> , 2013)
Favorece la protección entre individuos minimizando el ramoneo.	✓	x	x	(Saha <i>et al.</i> , 2012; Saha <i>et al.</i> , 2017)
Mejora condiciones micro-climáticas.	✓	✓	x	(Leder, 2007; Saha <i>et al.</i> , 2012; Saha <i>et al.</i> , 2017),
Actúa como barrera vegetal al reducir la intensidad del viento, evitando la rápida evaporación en suelos con poca humedad y reduciendo la erosión eólica.	x	x	✓	(Salinas <i>et al.</i> , 2022)

Por otra parte, la composición de especies a utilizar también es un aspecto importante para lograr los objetivos de restauración, ya que influye en el crecimiento individual de los árboles, en la colonización de otros individuos y en el desarrollo de la comunidad (Corbin & Holl, 2012; Donoso, 2022). Las plantaciones mixtas pueden alcanzar una productividad más alta que plantaciones puras, debido al uso diferenciado de los recursos (i.e., agua, luz y nutrientes), (Riquelme-Buitano *et al.*, 2023). Además, ciertas especies podrían beneficiar el crecimiento y establecimiento de otras al actuar como facilitadoras, ya que mejoran las condiciones de sitio, como es el caso de *Embothrium coccineum* (Notro), que puede aumentar la disponibilidad de nitrógeno y fósforo en suelos con baja fertilidad (Riquelme-Buitano *et al.*, 2023; Lambers *et al.*, 2012). Esto debido a su capacidad de fijar

nitrógeno atmosférico y a la liberación de grandes cantidades de carboxilatos por parte de sus raíces proteoides, lo que moviliza el fósforo del suelo dejándolo disponible para plantas vecinas (Lambers *et al.*, 2012).

2.5 Evaluación de procesos de restauración

Durante los primeros años post-plantación, usualmente la tasa de supervivencia y el crecimiento en altura y diámetro de los individuos plantados son los indicadores más utilizados para evaluar la adaptación y desempeño de las especies (Matyas, 1994). En un contexto de restauración, estos se pueden utilizar como indicadores de éxito, ya que se relacionan con el secuestro de carbono y la provisión de hábitat para otras especies (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Suganuma & Durigan, 2015).

La regeneración arbórea, la diversidad y composición de especies, son indicadores del estado sucesional, la resiliencia, el automantenimiento del ecosistema y la idoneidad del hábitat para la vida silvestre (Wortley *et al.*, 2013; Le *et al.*, 2012). Estos indicadores generalmente se comparan con ecosistemas de referencia para saber si se está siguiendo la trayectoria deseada en los atributos del ecosistema que se desean recuperar (Gann *et al.*, 2019).

Además, se debe considerar que al restaurar se busca aumentar la cantidad o el nivel de los atributos de bosques degradados, para alcanzar niveles mayores de complejidad. Algunos de estos atributos que se pueden evaluar son, la densidad y cobertura de especies tolerantes a la sombra y la presencia de regeneración avanzada (Donoso *et al.*, 2018; Bauhus *et al.*, 2010).

2.6 Variables que influyen sobre la supervivencia de individuos plantados

Las plántulas, son vulnerables a diversas amenazas que pueden comprometer su supervivencia, como la herbívora y la competencia. Sin embargo, en ambientes limitantes el éxito de establecimiento de las plántulas depende en gran medida del lugar en el que crezcan, de manera que, si las plántulas no crecen en lugares favorables y seguros, la supervivencia dependerá principalmente de su habilidad para adaptarse (Padilla, 2008). Las variables de sitio y micrositio tienen un efecto significativo en la supervivencia (Ramírez-Contreras & Rodríguez-Trejo, 2004). Algunas de estas variables son: (a) la altitud, ya que determina las condiciones microclimáticas, generalmente en mayores altitudes existe mayor estrés debido al frío y alta radiación, mientras que

en altitudes menores el estrés se relaciona con el calor y el déficit hídrico (Ayma-Romay *et al.*, 2017). (b) La exposición, tiene un importante efecto sobre el clima local. En el hemisferio sur, las exposiciones al norte son más cálidas y secas, mientras que las del sur más frías y húmedas (Schlatter *et al.*, 2003). (c) La pendiente, afecta la disponibilidad de nutrientes y agua debido a la escorrentía en terrenos con mayor inclinación (Domínguez *et al.*, 2017). (d) La forma del terreno, afecta la configuración del microclima al afectar en cómo se dispersa la radiación solar, la precipitación y el viento (Hoersch *et al.*, 2002). (f) La radiación, es un factor clave para la supervivencia y el crecimiento de las plantas, y los niveles de (g) cobertura del dosel, modulan la cantidad de luz que llega a los diferentes microambientes en el bosque. Sin embargo, la respuesta de los individuos a la variación de estos factores depende de sus requerimientos específicos y la plasticidad fenotípica de cada especie (Moretti *et al.*, 2019). (h) La hojarasca que cae al suelo forma un estrato orgánico conocido como (i) mantillo, que protege de los cambios de temperatura y humedad, y se asocia al ciclaje de elementos nutritivos disponibles para las plantas (Bonilla *et al.*, 2009). Micrositios asociados a (j) restos leñosos, como troncos y ramas actúan como sitios seguros, debido a las condiciones microclimáticas (humedad y sombra) que proveen (Toro *et al.*, 2018). Así mismo, los micrositios basados en (k) legados biológicos mejoran las condiciones microclimáticas, lo que favorece la supervivencia de plántulas (Vidal *et al.*, 2014).

4. HIPÓTESIS

La hipótesis planteada postula que los diferentes tratamientos establecidos en el ensayo no mostrarán un efecto significativo en la supervivencia de los individuos, si no que serán variables del sitio y micrositio las moduladoras de esta respuesta.

5. OBJETIVO GENERAL

Evaluar los tratamientos de plantación de especies arbóreas nativas (i.e. plantación en grupos mono-específicos, grupos bi-específicos, hileras mono-específicas e hileras bi-específicas), como estrategia de conversión tras la tala rasa de Pino oregón.

6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

OE1. Evaluar el desempeño de los individuos plantados en términos de supervivencia, crecimiento en altura y diámetro, y estabilidad, en los años 2017, 2019 y 2023.

OE2. Identificar los tratamientos, y las variables de sitio y micrositio que influyen significativamente en la supervivencia de los individuos.

OE3. Analizar la regeneración natural de especies nativas, la invasión de Pino oregón, y la diversidad de plantas vasculares en cada tratamiento, tras ocho años de su establecimiento.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

2.7 Área de estudio

El predio Marsella comprende una superficie de 5.462,8 ha y se encuentra ubicado a 17 km de la localidad de Cherquenco en la comuna de Vilcún, región de La Araucanía (Figura 2). Se incorporó al Parque Nacional Conguillío en el año 1987, adjuntándose al sector suroeste de la unidad (CONAF, 2006) (Figura 2). El parque presenta un clima templado-cálido, con temperaturas medias que fluctúan entre los 7,6 °C y 15,1 °C. La precipitación media anual es de 2.500 a 3.000 mm y nieva de mayo a septiembre, alcanzando una profundidad de 3 metros entre los meses de junio y agosto (Pollmann, 2003). Los suelos están configurados a partir de rocas volcánicas, toba y cenizas originadas por actividad del volcán Llaima (Gallardo *et al.*, 2012; Romero & Urrutia, 2022). En el predio, predomina el tipo forestal Roble- Raulí- Coigüe y en menor proporción los tipos forestales Coihue-Raulí-Tepa y Araucaria. Las especies más frecuentes en la cercanía de los ensayos son *Nothofagus dombeyi*, *Lomatia hirsuta*, *Emothrium coccineum*, *Gevuina avellana*, *Laureliopsis philippiana*, *Eucryphia cordifolia*, *Nothofagus obliqua*, *Nothofagus antartica*, *Nothofagus alpina*, *Nothofagus pumilio*, *Dasyphyllum diacanthoides*, *Chusquea coleu* y *Maytenus magellanica* (CONAF, 2016).

Previo a su incorporación al Parque Conguillío, Marsella fue objeto de explotaciones madereras por parte de sucesivos propietarios, que datan de la década de los 40. Estas explotaciones habrían abarcado unas 1.900 ha, lo que equivale aproximadamente al 35% de la superficie del predio. Posteriormente en los años 70 fue sometido a la Reforma Agraria, siendo otorgado a 27 familias que conformaron el Asentamiento Pablo Neruda (Pérez *et al.*, 2017). En este período, se plantaron alrededor de 200 hectáreas de Pino oregón. Tras el golpe militar, los asentados fueron desalojados y los fundos que componen el sector Marsella fueron expropiados, y comprados por la Corporación Nacional Forestal a la Oficina de Normalización Agraria (ODENA). Finalmente, en 1986 CONAF donó estos terrenos al Fisco y el año siguiente se incorporó el sector Marsella al Parque Nacional Conguillío (Pérez *et al.*, 2017).

En total se habrían extraído aproximadamente cien millones de pulgadas madereras en un lapso de 70 años. En el año 2014 comenzaron las talas rasas en los sectores de plantaciones y en 2015 se estableció el primer ensayo denominado “Ensayo Madre” (Pérez *et al.*, 2017).

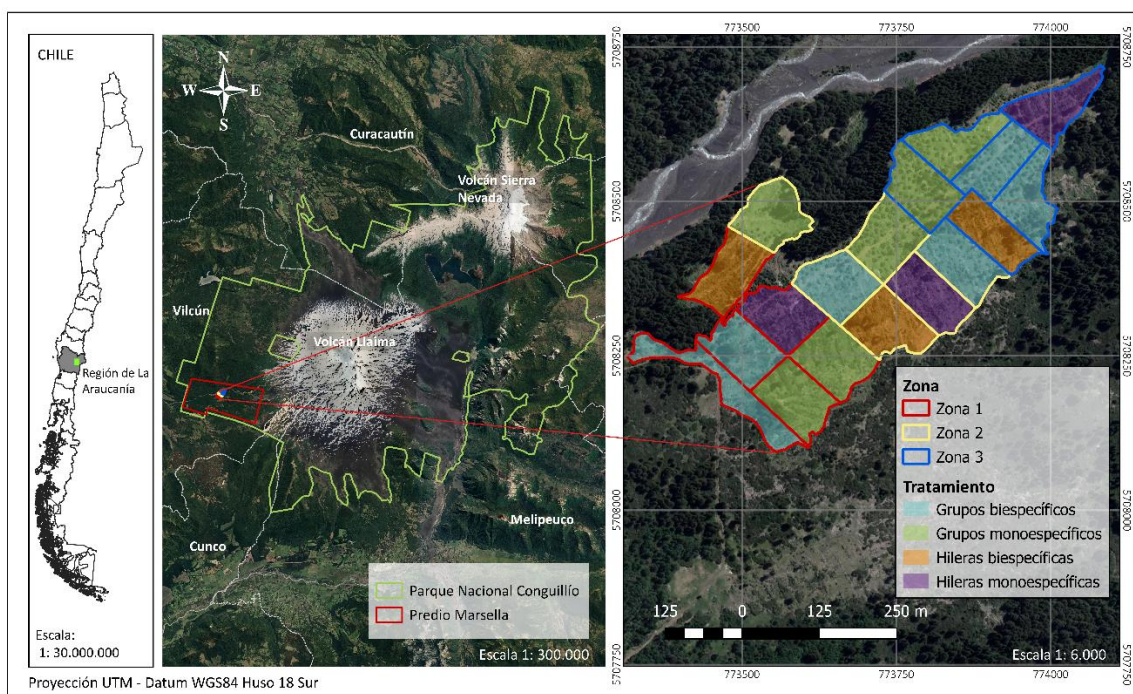


Figura 2. Mapa de ubicación del ensayo Madre al interior del predio Marsella, Parque Nacional Conguillío.

2.8 Descripción del ensayo

El ensayo Madre se estableció en octubre del año 2015 en una superficie de 17,3 ha, tras la cosecha a tala rasa de una plantación de *P. menziesii* de 44 años, ejecutada en enero del mismo año. Este ensayo fue evaluado en los años 2017 y 2019.

Inicialmente se establecieron seis tratamientos: (1) grupos regulares mono-específicos (Coigüe); (2) grupos regulares bi-específicos (Coigüe-Notro); (3) grupos aleatorios mono-específicos (Coigüe); (4) grupos aleatorios bi-específicos (Coigüe-Notro); (5) hileras mono-específicas (Coigüe); y (6) hileras bi-específicas (Coigüe-Notro). Sin embargo, debido a que no hubo mayores diferencias en su establecimiento en terreno, los tratamientos 1 y 3 se consideraron como uno solo, al igual que los tratamientos 2 y 4. Considerándose finalmente sólo 4 tratamientos (Figura 3): (GM) Grupos mono-específicos; (GB) Grupos bi-específicos; (HM) Hileras mono-específicas, y (HB) Hileras bi-específicas.

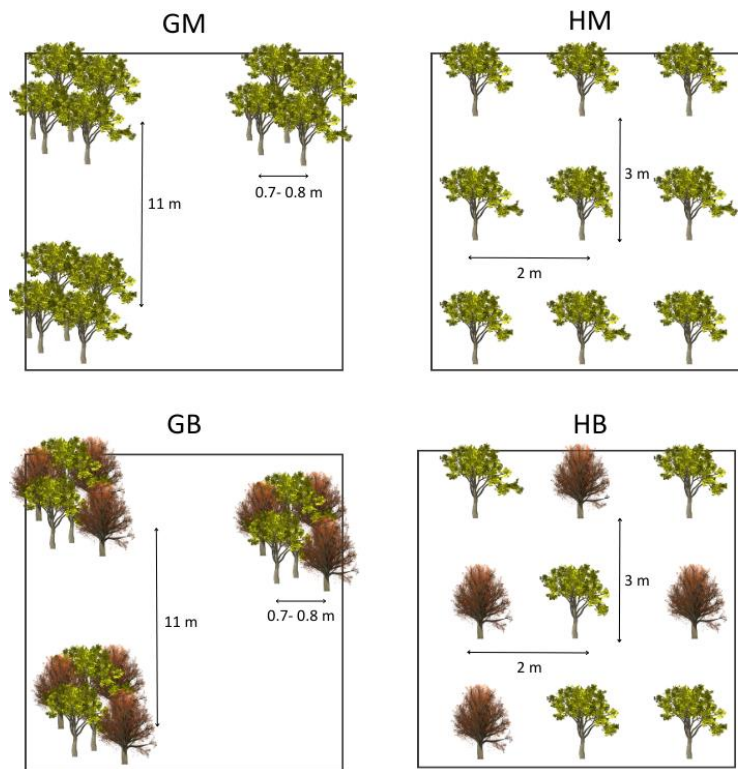


Figura 3. Propuesta de tratamientos establecidos. (GM) Plantación en grupos de 21 individuos mono-específica de Coigüe; (GB) Plantación en grupos de 21 individuos bi-específica de 12 Coigües – 9 Notros; (HM) Plantación en hileras mono-específicas de Coigüe; (HB) Plantación en hileras bi-específicas de Coigüe y Notro. Los árboles verdes representan a Coigüe y los anaranjados a Notro. Las líneas indican la distancia de plantación.

Se utilizó *Nothofagus dombeyi* (Coigüe) y *Embothrium coccineum* (Notro), después observar en terreno composición arbórea de Marsella, considerando su autoecología, (al ser especies intolerantes y pioneras) (Donoso *et al.*, 2006) y la disponibilidad de estas especies en vivero. Además, se consideró la capacidad del Notro para fijar nitrógeno y fósforo en el suelo (Lambers *et al.*, 2012).

Cada tratamiento presenta tres repeticiones en tres diferentes zonas, dispuestas de sur oeste a noreste. En los tratamientos en grupos, se recomendó ubicar las plantas a una distancia de 0.7 a 0.8 m entre sí, con el fin de asemejar una zona de regeneración natural de Coigüe (15 a 20 mil plántulas/ha). Se establecieron 80 grupos de 21 individuos por hectárea. Los grupos están separados por al menos 11 m entre sí, comprendiendo en total 1680 plántulas/ha. Por otra parte, en los tratamientos de plantación en hileras, las plantas fueron establecidas a una distancia de

aproximadamente 3x2 m, obteniendo 25 individuos en 150 m² y una densidad total de 1667 plantas/ha (Vargas-Gaete *et al.*, 2018).

2.9 Diseño de muestreo

8.3.1 Reevaluación del desempeño de los individuos plantados en el ensayo

En el ensayo se estableció un total de 54 parcelas de 150 m². Fueron seleccionadas de manera aleatoria en marzo del año 2017, siendo reevaluadas en marzo de 2019 y entre octubre y noviembre del 2023. Cada tratamiento de plantación en grupo (i.e. GM y GB) contempla 18 parcelas circulares con un radio de 6.9 m, mientras que cada tratamiento de plantación en hileras (i.e. HM y HB) 9 parcelas de 10 x 15 m. Cada zona contempló 18 parcelas (Figura 4).

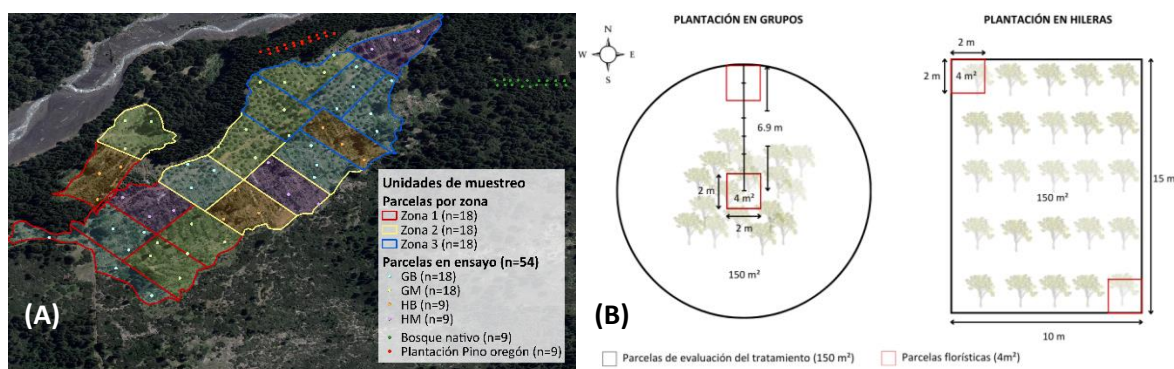


Figura 4. (A) Unidades de muestreo establecidas en el ensayo, en bosque nativo y en plantación de Pino oregón. Se incluye entre paréntesis el número de parcelas establecidas. **(B)** Diseño de las unidades de muestreo establecidas en los tratamientos de plantación en grupos e hileras.

Dentro de cada parcela se registró el número de individuos vivos, y a cada uno de estos se le registró su altura total (m), diámetro a la altura del cuello (DAC, cm) y elongación del último brote anual.

8.3.2 Variables de sitio y micrositio evaluadas

En cada parcela se registraron variables de sitio (i.e. altitud, pendiente y exposición), y variables de micrositio, donde se incluyó: % de restos leñosos, suelo mineral y mantillo. Forma predominante del terreno, clasificada en: convexa, recta y cóncava (Hoersch *et al.*, 2002). Cobertura de dosel, medida mediante un densitómetro cóncavo (Lemmon, 1956). Radiación total, estimada a través de una fotografía hemisférica obtenida con un lente ojo de pez (Frazer *et al.*, 1999). Distancia de la parcela al legado biológico más cercano, considerando árboles nativos en pie (vivos o muertos) que

resistieron la cosecha a tala rasa (Franklin *et al.*, 2002) (Figura 5). Distancia lineal más cercana al parche de bosque nativo y de plantación a través del sistema de información geográfica QGIS 3.18 utilizando el complemento NNjoin (QGIS NNJoin Plugin, 2019), y se obtuvo la distancia inicial entre individuos plantados a partir de los datos recolectados en 2017.



Figura 5. Legados biológicos en el ensayo Madre, sector Marsella, Parque Nacional Conguillío.

8.3.3 Regeneración natural y composición florística

Se contabilizó la regeneración de especies arbóreas y arborescentes nativas y exóticas, considerando individuos con DAP < 5 cm, según 3 clases de altura: (1) individuos entre 0 a 50 cm, (2) > 50 a 200 cm y (3) >200 cm.

Para caracterizar la composición florística, se establecieron dos subparcelas (4m²). En los tratamientos de plantación en grupos se ubico una en el centro de la parcela 1 otra a 5 m hacia el norte. En los tratamientos en hileras se ubicaron en las esquinas sureste y noroeste (Figura 4B). Se registró la cobertura porcentual según escala Braun Blanquet (Braun-Blanquet, 1932) de cada una de las especies vasculares presentes clasificándolas según su origen biogeográfico (nativo/exótico).

Además, en áreas próximas al ensayo y de fácil acceso, se establecieron 9 parcelas de 10 x 15 m en la plantación de Pino oregón para caracterizar la condición inicial (i.e. precosecha) y 9 en bosque nativo (i.e. ecosistema de referencia) (Figura 4A), teniendo en cuenta las áreas. En estas, se registró la regeneración y la composición de plantas vasculares con los mismos métodos utilizados en las parcelas establecidas en el ensayo.

2.10 ANÁLISIS DE DATOS

Para el análisis de los datos se utilizó el software estadístico R (v. 4.3.2., R Development Core Team 2023). La normalidad de las variables se evaluó mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Para comparar y determinar diferencias estadísticamente significativas (nivel de significancia $\alpha = 0.05$) en variables con distribución normal, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de comparación múltiple Tukey (HSD) (Salas-Eljatib, 2021). En el caso de variables con distribución no paramétrica, se emplearon la prueba de rango de sumas de Kruskal-Wallis y la prueba de rango de sumas de Wilcoxon por pares (Cleophas & Zwinderman, 2016).

8.4.1 Reevaluación del desempeño de los individuos plantados en el ensayo Madre

Como indicadores de desempeño de los individuos plantados en cada tratamiento, se consideró la tasa de supervivencia (%), el crecimiento en altura (HT, m) y diámetro de cuello (DAC, cm), así como la estabilidad de los individuos (HT/DAC).

Tasa de supervivencia

La tasa de supervivencia (%) por parcela se calculó como la proporción entre el número de individuos encontrados y el número inicial de individuos establecidos (i.e. 21 individuos en los grupos y 25 individuos en las hileras) multiplicado por 100.

Crecimiento en altura y diámetro a la altura del cuello (DAC)

Para estimar el crecimiento en altura total y diámetro a altura del cuello (DAC), se calcularon las diferencias entre las medianas de altura y DAC obtenidas en cada parcela para los años 2019-2017 y 2023-2019, obteniendo el crecimiento durante dos periodos. Este método se implementó debido a la falta de datos iniciales sobre alturas y diámetros de los individuos. La elección de utilizar medianas en lugar de medias se justifica por la ausencia de una distribución normal en las alturas y DAC.

Estabilidad (HT/DAC)

Para caracterizar la estabilidad de los individuos plantados, se calculó en grado de esbeltez (relación entre altura y diámetro). Cuanto más alto el grado de esbeltez, más inestable es un árbol, y por lo tanto más susceptible a daño físico (Garate-Quispe *et al.*, 2022).

8.4.2 Identificación de tratamientos y variables que influyen en la tasa supervivencia

Para la identificación de las variables y tratamientos que influyen de forma significativa en la tasa de supervivencia (%), se ajustaron modelos lineales mixtos empleando el paquete lme4 (Bates *et al.*, 2015). De esta manera, fue posible estimar el efecto de las variables de sitio, micrositio y los distintos tratamientos sobre la supervivencia (%), considerando la variabilidad de las zonas del ensayo, que fue incluida como variable de efecto aleatorio (Zuur *et al.*, 2009).

El ajuste del modelo se realizó comparando los estadísticos de bondad de ajuste criterio de información de Akaike (AIC) y bayesiano (BIC) (Montesinos, 2011) y se consideró el modelo con una menor desviación estándar de los residuales ponderada por el número de parámetros del modelo, y se priorizó la selección del modelo más parsimonioso o sencillo (Salas-Eljatib, 2021). El ajuste se realizó con el paquete bbmle (Bolker, 2023).

8.4.3 Regeneración natural de especies arbóreas y arborescentes

Para hacer comparable la abundancia de regeneración de especies nativas y exóticas, se extrapolaron los valores totales de cada tratamiento, bosque nativo y plantación a la hectárea. Para identificar diferencias significativas en la abundancia de regeneración se aplicó una prueba de Kruskal-wallis (Cleophas & Zwinderman, 2016).

Identificación de tratamientos y variables que influyen en la abundancia de regeneración de Pino oregón

Para identificar que variables influyen en la abundancia de Pino oregón, se ajustaron modelos lineales generalizados utilizando el paquete MASS (Venables & Ripley, 2002). Como variables predictoras de la abundancia de regeneración, se consideraron las variables de sitio y micrositio, los tratamientos y la zona. El ajuste del modelo se realizó comparando el estadístico de bondad de ajuste criterio de información de Akaike (AIC) (Montesinos, 2011). Para facilitar la interpretación se transformaron los estimadores de cada variable a la razón de tasa de incidencia (Hilbe, 2011).

8.4.4 Riqueza y diversidad de la vegetación vascular

La riqueza de especies se estimó mediante el método de rarefacción, el cual establece una relación entre el número de especies y el número de muestras (i.e. parcelas), generando curvas de acumulación de especies que permiten comparar los sitios sin importar que el número de parcelas

difiera (Gotelli & Colwell, 2001). Mediante el remuestreo aleatorio de los datos reales tomados, se calculó el promedio y la desviación estándar de la riqueza de especies obtenida para 100 repeticiones aleatorias de remuestreo, mediante el paquete Vegan en R (Oksanen *et al.*, 2022). En este caso, las curvas son comparables hasta 18 unidades de muestreo.

Se utilizó el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') (Shannon y Weaver, 1949) como indicador de la diversidad de especies vasculares. Este índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla, 2006). Valores por debajo de 1,5 se consideran indicativos de una baja diversidad, mientras que aquellos en el rango de 1,6 a 3 se clasifican como diversidad media, y los valores iguales o superiores a 3,1 se interpretan como alta diversidad (Marrugan, 1998).

8. RESULTADOS

En general las variables de sitio y micrositio no presentaron mayores diferencias entre tratamientos. Los tratamientos en grupos mono-específicos presentaron menores distancias medianas a la plantación, diferenciándose significativamente de las hileras bi-específicas (Tabla 2). La distancia inicial entre individuos mostró diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos en grupos e hileras. Los individuos plantados en grupos mono y bi-específicos estaban a una distancia mediana de 0.8 y 0.7 metros respectivamente, mientras que en las hileras se encontraban a una distancia mediana de 2.8 m. La Tabla 2 presenta valores medianos de las variables de sitio y micrositio.

Tabla 2. Medianas de variables de sitio y micrositio para cada tratamiento, i.e. plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB). El coeficiente de variación se presenta entre paréntesis. Distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos para un nivel de significancia de 0.05.

Variables de sitio	GM (n=18)	GB (n=18)	HM (n=9)	HB (n=9)
Altitud (m.s.n.m)	1044 (0.01)	1052 (0.01)	1056 (0.007)	1045 (0.01)
Pendiente (°)	3.6 (0.7)	2.7 (0.7)	3.2 (1.2)	4.8 (1.1)
Exposición (moda)	NO	SO	SO	SO
Variables de micrositio	GM (n=18)	GB (n=18)	HM (n=9)	HB (n=9)
Suelo mineral (%)	3 (1.0)	3.5 (1.1)	8 (0.8)	3 (0.6)
Restos leñosos (%)	20 (0.5)	23.5 (0.4)	20 (0.5)	15 (0.9)
Mantillo (%)	19 (0.8)	20 (0.7)	15 (0.6)	20 (0.6)
Forma predominante del terreno (moda)	Convexo	Convexo	Cóncavo	Cóncavo
Distancia inicial entre individuos (m)	0.8 (0.6)a	0.7 (0.2)a	2.8 (0.1)b	2.8 (0.8)b
Distancia a legado biológico (m)	16.5 (0.9)	19.6 (0.6)	22 (0.6)	11.6 (0.7)
Distancia a bosque nativo (m)	133 (0.5)	107 (0.4)	102 (0.5)	101 (0.6)
Distancia a plantación (m)	60 (0.6)a	121 (0.5)	100 (0.6)	141 (0.4)b
	GM (n=36)	GB (n=36)	HM (n=18)	HB (n=18)
Cobertura de dosel (%)	42 (0.6)	63 (0.7)	27.8 (0.8)	39.6 (0.7)
Transmisión de radiación total (mols/m ² /día)	12.1 (0.7)	11.7 (0.7)	17.8 (0.4)	15.3 (0.6)

9.1 Reevaluación del desempeño de los individuos plantados en el ensayo Madre

Tasa de supervivencia (%)

En los tres años evaluados, todos los tratamientos presentaron tasas de supervivencias similares, sin presentar diferencias estadísticas significativas entre ellos. Al año 2023, la tasa de supervivencia mediana osciló entre 44% y 54% (Figura 6). El anexo 1 detalla los valores medianos y coeficientes de variación de la supervivencia (%) por cada tratamiento en los años evaluados.

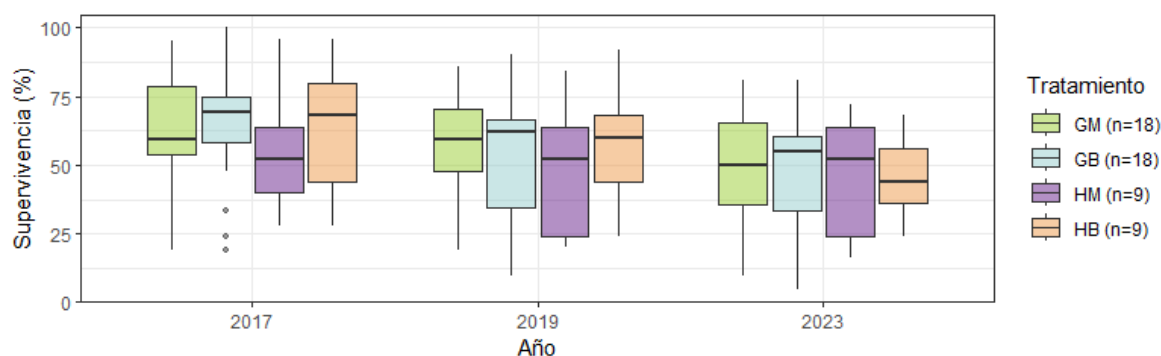


Figura 6. Diagramas de caja con la distribución de la supervivencia (%) de cada tratamiento (i.e., plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), para los años 2017, 2019 y 2023.

Al clasificar los tratamientos en grupos e hileras, no se encontraron diferencias significativas, mismo resultado se obtuvo cuando se clasificaron en tratamientos mono y bi-específicos. Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas entre zonas. En todos los años evaluados, la zona 3 mantuvo las tasas más altas, seguida por la zona 2 y, luego la zona 1 (Tabla 3).

Tabla 3. Supervivencia (%) mediana de cada zona, para los años 2017, 2019 y 2023. El coeficiente de variación se presenta entre paréntesis. Distintas letras indican diferencias significativas entre zonas para un nivel de significancia de 0.05.

Zona	Supervivencia 2017	Supervivencia 2019	Supervivencia 2013
1	57.1 (0.4)a	42.7 (0.5)a	32 (0.6)a
2	54.8 (0.4)a	52.4 (0.4)a	52.3 (0.4)b
3	71.4 (0.2)b	67.3 (0.2)b	58.6 (0.2)b

Al analizar la tasa de supervivencia de los tratamientos por zona y año, no se encontraron diferencias estadísticas significativas. El anexo 2 presenta resultados en detalle de cada tratamiento por zona, para los años evaluados.

Crecimiento en altura (m) y DAC (cm)

El crecimiento en altura y DAC de los individuos por tratamiento siguió una distribución normal en ambos periodos evaluados (2017-2019; 2019-2023). No se observaron diferencias significativas en el crecimiento en altura entre tratamientos (Figura 7), pero sí entre zonas. La zona 1 exhibió menores crecimientos en altura, diferenciándose de las zonas 2 y 3, que presentaron un crecimiento superior. El anexo 3 presenta medidas de tendencia central y dispersión del crecimiento en altura y DAC de los individuos en cada tratamiento. El anexo 4 presenta los mismos estadísticos, por zona.

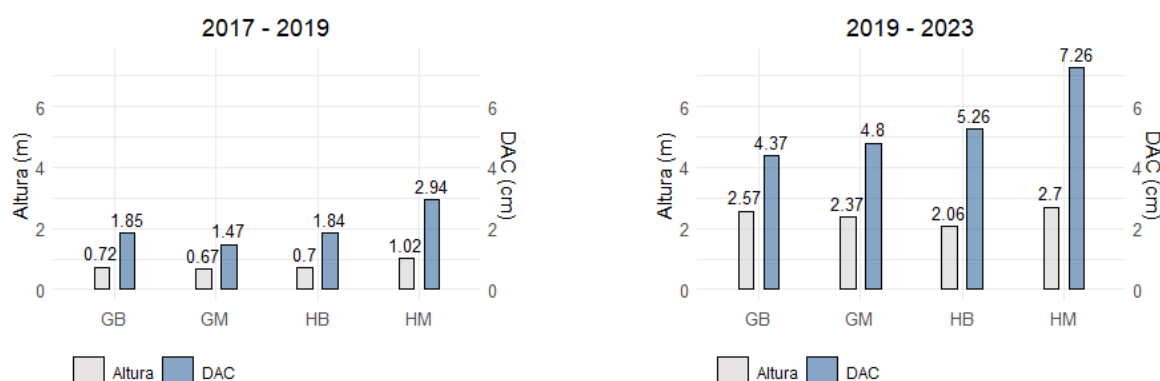


Figura 7. Gráficos de los crecimientos promedio de altura y DAC para cada tratamiento (i.e. plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), durante los periodos 2017-2019 y 2019-2023.

El crecimiento en DAC fue mayor en los individuos plantados en hileras mono-específicas. En el segundo periodo, este tratamiento se diferenció significativamente de ambos tratamientos en grupos (Figura 7). Sin embargo, al analizar el crecimiento de los individuos por especie se observó que Notro presentó menores crecimiento que Coihue (dentro de los tratamientos bi-específicos), y que Coihue no mostró mayores diferencias en su crecimiento entre tratamientos clasificados en mono y bi-específicos (anexo 5). Por otro lado, al clasificar los tratamientos en grupos e hileras, Coihue presento mayores crecimientos en los tratamientos en hileras diferenciándose significativamente de su crecimiento en tratamientos en grupos, mientras que notro no exhibió mayores diferencias (anexo 6). No se encontraron mayores diferencias entre zonas.

Estabilidad (HT/DAC)

El grado de esbeltez de los individuos por tratamiento (Figura 8) siguió una distribución no paramétrica. En todos los años evaluados, se observó que los individuos plantados en grupos mono-específicos presentaban mayor grado de esbeltez (menor estabilidad), diferenciándose significativamente de los tratamientos en hileras. Esta diferenciación aumentó con el tiempo, y para 2023, ambos tratamientos en grupos se diferenciaban significativamente de las hileras, que presentaron una mayor estabilidad (Anexo 7).

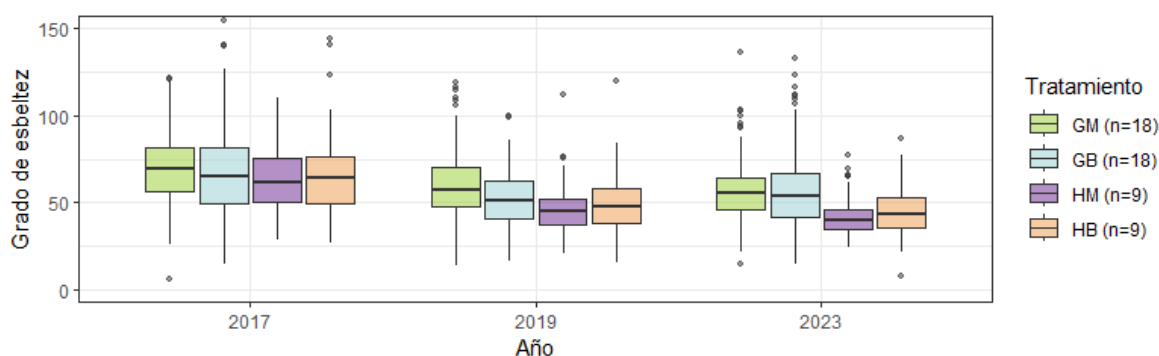


Figura 8. Diagramas de caja con la distribución de la esbeltez de los individuos en cada tratamiento (i.e., plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), para los años 2017, 2019 y 2023.

No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos mono y bi-específicos (Anexo 8), pero sí entre zonas. En 2017, los individuos de las zonas 1 y 3 presentaron un mayor grado de esbeltez a diferenciándose de la zona 2. En 2019 y 2023, la zona 3 exhibió un mayor grado de esbeltez y se diferenció significativamente de las zonas 1 y 2 (Anexo 9).

9.2 Tratamientos y variables que influyen en la tasa de supervivencia (%)

El modelo de supervivencia con mejor ajuste reveló que los tratamientos establecidos no influyeron en la tasa de supervivencia. Sin embargo, se identificó que la distancia al legado biológico influyó significativamente en la variabilidad de esta. Se observó una relación negativa (Figura 9), donde por cada unidad de aumento en la distancia, se espera una disminución en la tasa de supervivencia. Las variables incluidas en el modelo se detallan en el anexo 10.

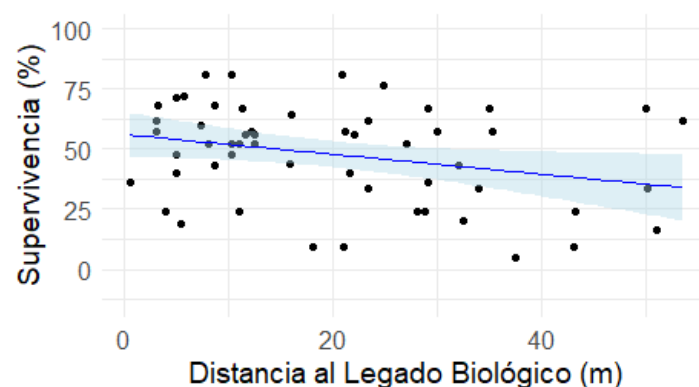


Figura 9. Relación entre la distancia al legado biológico y la tasa de supervivencia (%). Los puntos negros representan la supervivencia observada en función de la distancia al legado biológico, la línea sólida muestra las predicciones del modelo, con áreas sombreadas que indican el intervalo de confianza

El tamaño del efecto de estas variables (Anexo 11), reveló que aproximadamente el 15% de la variabilidad en la supervivencia se explicó por la distancia al legado biológico. El coeficiente de correlación intraclass reveló que el 31% de la variabilidad total en la tasa de supervivencia está asociada con las diferencias entre las zonas evaluadas.

9.3 Regeneración natural de especies arbóreas y arborescentes

El bosque nativo exhibió la mayor abundancia de regeneración especies nativas, seguido por tratamientos en hileras y grupos bi-específicos. Esto dado en gran parte por la regeneración de Notro (Anexo 12). El test de Kruskal-Wallis reveló que al agrupar los tratamientos en mono y bi-específicos, se observaron diferencias significativas (ver Tabla 4).

Tabla 4. Abundancia de regeneración de especies nativas (NA) y exóticas (EX) por hectárea, según clase de altura, en cada tratamiento (i.e. grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), bosque nativo (BN) y plantación (PL).

	GM (n=18)		GB (n=18)		HM (n=9)		HB (n=9)		BN (n=9)		PL (n=9)	
	NA	EX	NA	EX	NA	EX	NA	EX	NA	EX	NA	EX
0 - 0.5 m	256	744	374	485	348	156	741	207	2489	22	22	0
>0.5 - 2 m	289	344	478	296	67	133	244	126	600	7	22	0
>2 m	85	0	30	19	52	7	119	0	52	0	7	0
Total	630	1089	881	800	467	296	1104	333	3141	30	52	0

En términos generales la composición de especies regenerando en los tratamientos tiende a diferir a la del bosque nativo. En el bosque nativo, se encontraron regenerando principalmente especies tolerantes a la sombra o de sucesión tardía, mientras que es en los tratamientos, se encontró una mayor regeneración de especies intolerantes de sucesión temprana, donde predominan individuos de las especies plantadas (Figura 10). El anexo 12 presenta gráficamente la abundancia de las especies que se encuentran regenerando.

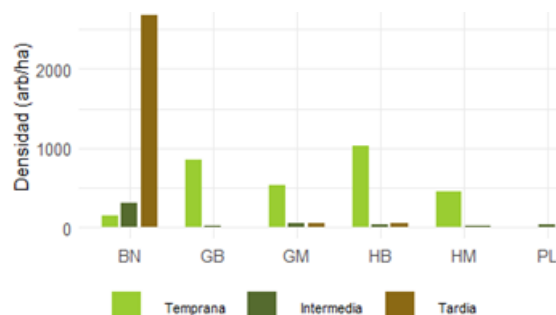


Figura 10. Regeneración de especies nativas según etapa sucesional, en cada tratamiento i.e. grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), bosque nativo (BN) y plantación (PL).

Invasión de Pino oregón

Pino oregón fue la única especie arbórea exótica que se encontró regenerando. A pesar de que los tratamientos en grupos registraron una mayor abundancia de regeneración, el test de Kruskal-Wallis indicó que no hay evidencia suficiente para afirmar que los tratamientos tienen un efecto significativo en la regeneración de Pino oregón, dado a que no se encontraron diferencias significativas entre ellos (Figura 11).

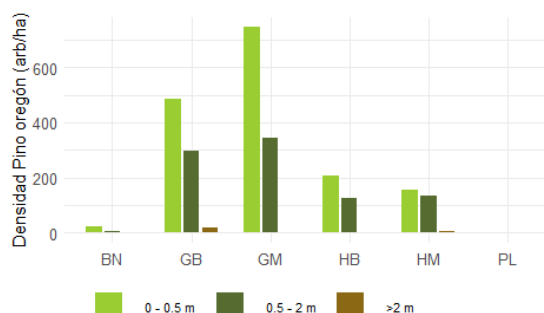


Figura 11. Regeneración de Pino oregón por clase de altura, en cada tratamiento (i.e. grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), bosque nativo (BN) y plantación (PL).

El modelo ajustado para explicar la abundancia de regeneración de Pino oregón, reveló que los tratamientos no fueron significativos, pero sí lo fueron la distancia a la plantación, la pendiente y la forma del terreno. Sin embargo, se observó una sobre representatividad en algunos rangos o categorías para estas últimas dos variables.

Se observó una relación negativa entre la distancia a la plantación y la regeneración, donde las áreas más distantes mostraron menor abundancia.

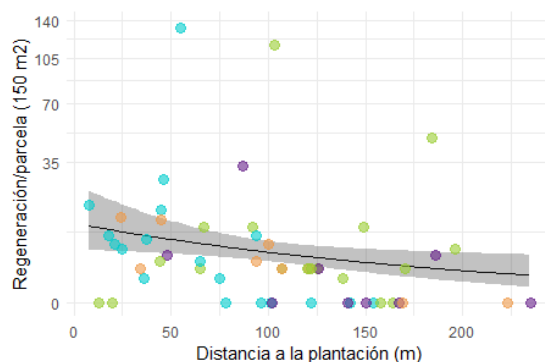


Figura 12. Gráfica de la relación entre la abundancia de regeneración de pino oregón y la distancia a la plantación. Los puntos representan los datos observados, con diferentes colores según el tratamiento. Las líneas sólidas muestran las predicciones del modelo, con áreas sombreadas que indican el intervalo de confianza. La escala del eje y se ha ajustado para una mejor visualización de los datos.

9.4 Riqueza y diversidad de vegetación vascular

Las curvas de acumulación de especies nativas (Figura 13) muestran que para un mismo número de parcelas (18), la riqueza de especies tiende a ser mayor en bosque nativo con 22 especies, contrastando con la plantación que solo registró 6 especies nativas. Para ambas condiciones la desviación estándar es 0 debido a que es el dato real medido. En cuanto a los tratamientos, los grupos mono-específicos y las hileras bi-específicas presentaron levemente una mayor riqueza, ambas registraron 14 especies y una desviación estándar de 2.1 y 0, respectivamente. Los grupos bi-específicos registraron 12 especies y una desviación estándar de 1.2, seguido por las hileras monoespecíficas con 10 especies y una desviación estándar de 0.

En bosque nativo, se observaron con mayor frecuencia especies arbustivas y arbóreas, mientras que en los tratamientos se encontró más frecuentemente a especies arbustivas como *Ribes magellanicum* y *Chusquea culeou*, y herbáceas, además de las especies plantadas.

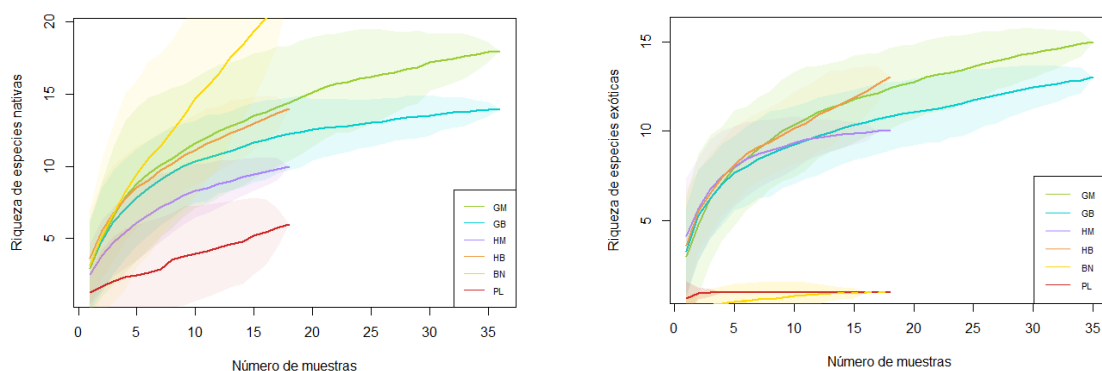


Figura 13. Curvas de acumulación de especies para los diferentes tratamientos y ecosistemas de referencia. La comparación para todas las condiciones puede realizarse hasta la muestra 18. Se presentan curvas separadas para especies nativas (izquierda) y especies exóticas (derecha).

Respecto a la riqueza de especies exóticas, los tratamientos en hileras bi-específicas y grupos mono-específicos presentaron levemente mayores riquezas, con 13 y 12 especies respectivamente, y desviaciones estándar de 0 y 1.3. Los grupos bi-específicos registraron 11 especies, con una desviación estándar de 0.9, seguido por las hileras mono-específicas que tuvieron 10 especies, con una desviación estándar de 0. En el bosque nativo y en la plantación se registró solo una especie, correspondiente a pino oregón. Para los tratamientos en general, con excepción de *Rubus sp* y Pino oregón, todas las especies exóticas correspondieron a herbáceas.

De acuerdo con el índice de Shannon (Tabla 6), los tratamientos en grupos mono-específicos, seguidos por las hileras bi-específicas presentaron una diversidad levemente más alta, sin embargo, no se observaron mayores diferencias. Todos los tratamientos mostraron un valor más elevado que el bosque nativo y la plantación.

Tabla 5. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de los distintos tratamientos i.e. grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), bosque nativo (BN) y plantación (BN).

	GM	GB	HM	HB	BN	PL
Índice de Shannon	2.93	2.81	2.65	2.85	2.56	1.21

9. DISCUSIÓN

10.1 Desempeño de los individuos plantados

Al contrastar la sobrevivencia de individuos entre los distintos tratamientos, no se identificaron diferencias en ninguno de los años evaluados. Este hallazgo, concuerda tanto con la revisión realizada por Saha, (2017), donde concluye que las tasas de supervivencia de plantaciones de *Quercus spp* son similares entre grupos e hileras, como con los resultados de Plath *et al.*, (2011), donde no se encuentran diferencias significativas en la supervivencia entre plantaciones mixtas y puras. Sin embargo, se encontraron diferencias entre zonas. La supervivencia aumentó gradualmente desde la zona 1 a la zona 3. Esta tendencia podría atribuirse a la influencia de otros factores, como las distintas proximidades que tienen las zonas a los predios particulares y al acceso del ensayo. La zona 1, al estar más cerca a los predios particulares, pudo haber experimentado un mayor ramoneo por parte del ganado en comparación con las zonas 2 y 3, que están más distantes. Estudios previos han demostrado que la presión de ganado limita la supervivencia y la regeneración de los individuos plantados (Reyes-Gonzales *et al.*, 2019; Mazón & Aguirre, 2017; Jordano *et al.*, 2002). Además, la zona 1, al estar más cercana al acceso principal, pudo haber experimentado un mayor tránsito de maquinarias de madereo y arrastre de madera cosechada, debido a que toda la madera cosechada de las zonas 2 y 3 probablemente tuvo que pasar por la zona 1. Estas actividades pueden haber resultado en una disminución de la productividad del suelo debido a la compactación, erosión y perturbación del estrato orgánico, que causan estas actividades como señala González (2021).

En cuanto al crecimiento y estabilidad de los individuos, los Coihues plantados en hileras mostraron un mayor crecimiento en DAC y estabilidad, diferenciándose significativamente de los grupos. Esta diferencia podría ser más atribuible a la distancia inicial entre los individuos que a su disposición en grupos o hileras. Otras evaluaciones de plantaciones de edad similar han demostrado que el crecimiento es comparable entre tratamientos en hileras y grupos, y han resaltado que el espacio inicial determina la competencia intraespecífica temprana entre los individuos, siendo un factor crucial para el crecimiento y la calidad de estos (Saha *et al.*, 2012; Saha, 2017).

Por otro lado, no se encontraron mayores diferencias al comparar tratamientos mono y bi-específicos, lo que contradice los hallazgos del estudio de Riquelme-Buitano (2023) sobre

plantaciones puras y mixtas. Tampoco corrobora lo postulado por Lambers (2012), quien sugirió que especies proteáceas como *Notro* facilitarían el crecimiento de otras especies en suelos con baja fertilidad. Es posible que el suelo del ensayo no fuera lo suficientemente infértil como para que *Notro* brinde un beneficio significativo al crecimiento de *Coihue*.

Se detectaron diferencias significativas en el crecimiento en altura de los individuos entre las distintas zonas, con un aumento progresivo desde la zona 1 a la 3, siguiendo la misma tendencia observada en la supervivencia. Esto podría explicarse por los mismos factores previamente mencionados. La presión de ramoneo en zonas cercanas a los predios podría haber disminuido el crecimiento en altura, ya que el ramoneo del ápice de los renuevos afecta su tasa de crecimiento en altura a largo plazo (Echevarría *et al.*, 2014; Briske, 1996). Asimismo, la reducción de la productividad del suelo debido al tránsito de cosechas y maquinarias podría haber contribuido a un menor crecimiento en altura en estas zonas.

10.2 Variables que influyen en la supervivencia de los individuos

El modelo ajustado reveló que, la distancia al legado biológico explica mayormente la supervivencia. Se observó una mayor supervivencia hasta aproximadamente los 35 m, independientemente del tratamiento de plantación establecido. Este hallazgo se alinea con otros estudios que destacan los beneficios de retener y usar legados biológicos, ya que mejoran las condiciones microclimáticas al proporcionar sombra, retener humedad y ofrecer protección, lo que favorece la supervivencia de las plántulas (Vidal *et al.*, 2014; Bannister, 2015). Sin embargo, esta variable explicó solo el 15% de la variabilidad de la supervivencia. El efecto de los legados biológicos podría variar si se consideran todos los presentes en un rango de distancia en lugar de únicamente el más cercano a la parcela, lo que se podría incorporar para un próximo estudio.

El 31% de la variabilidad de la supervivencia fue atribuida a las diferencias entre las zonas, y el 28% a las variables predictoras incluidas en el modelo. Esto, resalta la influencia significativa de las características propias de cada zona en el ensayo, y sugiere que una parte considerable de la variabilidad podría estar influenciada por variables no consideradas en el análisis, como la compactación del suelo, el ramoneo o la presión por plantas invasoras.

10.3 Regeneración natural y diversidad de vegetación vascular

Los tratamientos bi-específicos presentaron una mayor regeneración de especies nativas diferenciándose de los mono-específicos, dado principalmente por la sobresaliente regeneración de Notro. Esta especie, presenta una alta producción de semillas y capacidad regenerativa. Puede florecer y producir frutos a temprana edad, probablemente antes de los 5 años (Escobar *et al.*, 2006).

No se observaron diferencias significativas en la regeneración de Pino oregón entre los tratamientos. El modelo reveló, que la distancia a la plantación influye significativamente en la regeneración de Pino. Donde a menor distancia la plantación mayor abundancia. Hansen *et al.*, (2018) encontró resultados similares para esta especie.

La relación negativa entre la regeneración y la pendiente podría deberse a que, en pendientes bajas ($<10^\circ$) pese a que hubo poca regeneración en general, ciertas parcelas mostraron una abundancia inusualmente alta. Además, la escasez de datos en pendientes mayores puede haber afectado la estimación. Respecto a la forma del terreno, se observó una mayor regeneración en terrenos convexos. Sin embargo, la escasez de observaciones en otras categorías de forma y la presencia de 2 parcelas con alta abundancia en terrenos convexos, podrían haber influido en la estimación de esta variable.

No se encontraron diferencias significativas en la riqueza y diversidad de especies vasculares entre los tratamientos. Este hallazgo contrasta con investigaciones anteriores de Saha (2013) y Corbin & Holl (2012), que sugieren que las plantaciones en grupos promueven una mayor riqueza y diversidad debido al espacio disponible entre los grupos. Por otro lado, si bien se encontró una mayor diversidad en los tratamientos que en bosque nativo, hay que considerar que estos tienen una mayor riqueza y abundancia de especies exóticas.

10. CONCLUSIÓN

Los tratamientos establecidos no influyeron en la supervivencia de los individuos, sino que fueron las variables de sitio y micrositio las que modelaron la supervivencia, destacando la distancia al legado biológico como variable significativa. Por lo que la hipótesis planteada se acepta, quedando en evidencia que micrositios asociados a legados biológicos benefician la supervivencia de los individuos plantados. Por otra parte, aunque los Coigues plantados en hileras presentaron una mayor estabilidad y crecimiento en DAC, esto no puede atribuirse al tipo de tratamiento establecido, por lo que no se puede determinar con certeza que tratamiento ofrece un mejor desempeño.

Se observó un aumento gradual en la supervivencia y crecimiento en altura de los individuos desde las zonas próximas a los predios particulares y al acceso del ensayo, hacia aquellas más alejadas, lo que sugiere la influencia de otros factores en el desempeño de los individuos.

En cuanto a la regeneración, los tratamientos bi-específicos con Notro favorecieron la regeneración de especies nativas.

En base a los resultados de esta investigación, se proponen las siguientes recomendaciones para lograr una óptima conversión bosque nativo posterior a una tala rasa, mediante plantaciones de especies nativas:

Utilizar legados biológicos como zonas de protección para las plántulas, se podrían seguir estas estrategias: (1) Si el legado es un árbol muerto, se sugiere plantar alrededor de él de forma radial. Esto permitiría aprovechar los nutrientes liberados durante su descomposición y el microhábitat que genera. (2) Si el legado es un árbol vivo, se sugiere plantar alrededor de él, pero considerando el radio de dispersión de semillas de la especie y así permitir que haya suficiente espacio para la regeneración natural del árbol legado, a la vez que se protege y promueve el crecimiento de las plántulas circundantes.

Considerar posibles factores limitantes y amenazas para el desempeño y regeneración de los individuos plantados. Es importante evaluar identificar las zonas con mayor presión de ramoneo u otro factor que pudiera afectar, y planificar en base a estas observaciones, de manera de optimizar los recursos.

Implementar plantaciones mixtas que incluyan especies con una alta capacidad regenerativa y producción de semillas desde una edad temprana. Para aumentar la regeneración natural y acelerar la conversión del ecosistema. Además, se sugiere considerar esta práctica especialmente en áreas cercanas a plantaciones de Pino oregón, con el objetivo de competir con su regeneración.

Se recomienda analizar la influencia de las distancias de plantación en el desempeño de las especies plantadas, e incorporarlo en la planificación del esquema de plantación. Además, realizar comparaciones con tratamientos de plantación similares, ubicados en diferentes condiciones, con el fin de identificar patrones y tendencias las cuales sean consideradas a la hora de convertir.

Se deben considerar realizar comparaciones con otros ensayos que implementen tratamientos de plantación similares pero ubicados en diferentes condiciones, con el propósito de identificar patrones y tendencias que puedan ser considerados al momento de llevar a cabo la conversión.

En síntesis, se deben identificar las posibles limitantes y amenazas específicas de cada ecosistema degradado, así como los micrositios y estructuras como legados biológicos a los cuales se les puede sacar provecho. Una vez hecho esto, planificar y ejecutar la plantación de manera estratégica, adaptando el esquema de plantación a las características específicas de cada área dentro del ecosistema, optimizando así el uso de los recursos disponibles y maximizando las posibilidades de éxito a largo plazo.

11. CUMPLIMIENTO DEL PERFIL PROFESIONAL

En este estudio, se abordan los desafíos relacionados con la pérdida de bosques nativos y su transformación en plantaciones forestales de especies exóticas en el centro-sur de Chile. Se identifican estrategias de conversión que tienen como objetivo recuperar la estructura y composición del bosque nativo, a fin de asegurar la provisión continua de bienes y servicios ecosistémicos. Estas estrategias recomendadas se diseñan considerando las condiciones ambientales específicas, optimizando el uso de recursos y maximizando las posibilidades de éxito a largo plazo.

Esto se relaciona directamente con la competencia número 1 del perfil profesional de Ingeniería en Recursos Naturales, que implica resolver problemas relacionados con el uso de los recursos naturales, considerando el entorno y utilizando herramientas tecnológicas pertinentes para mantener y mejorar los recursos naturales, al tiempo que se satisfacen las demandas del medio.

Además, este estudio se alinea con la competencia número 6, que consiste en desarrollar proyectos de investigación y desarrollo para generar conocimiento asociados con la sustentabilidad y sostenibilidad de los recursos naturales involucrados. Mediante la aplicación de enfoques descriptivos y experimentales, este estudio contribuye a la creación de soluciones para la gestión y recuperación de los ecosistemas forestales.

12. AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mis padres Mónica y Ricardo, por su apoyo incondicional. Su amor y dedicación constante han sido fundamentales para alcanzar mis metas. Este logro también es suyo y les estoy eternamente agradecida.

A mis amigas y amigos, quienes han sido mi principal apoyo y sostén durante los cinco años de carrera universitaria. Su compañía y aliento han sido esenciales en este camino académico.

A mi profesor Guía, Dr. Rodrigo Vargas, por su orientación y dedicación a lo largo de esta investigación. Sus consejos fueron fundamentales para este trabajo.

A mis compañeros que colaboraron en la toma de datos en terreno, les agradezco sinceramente su compromiso y esfuerzo.

13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aide T, Ruiz M y Grau H. 2011. What is the state of tropical montane cloud forest restoration? En: *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. A. Bruijnzeel, F Scatena y L Hamilton (Editores). Cambridge, Inglaterra. 101–110 p.

Ayma A, Lovera P y Soto G. 2017. Sobrevivencia y crecimiento de plántulas reforestadas de *Podocarpus glomeratus* (Podocarpaceae) en diferentes altitudes y micrositios en ecosistemas de pastizales de los Andes bolivianos después de cuatro años. *Ecología austral* 27(1):63-71 p.

Bannister J, González M, Little C, Gutierrez A, Donoso P, Mujica R, Müller S, Lara A, Bustamante M, Bannister A, Caracciolo A, Echeverría J, Suárez J y Zambrano C. 2013. Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista bosque nativo* 52:35-43 p.

Bannister J. 2015. Recuperar bosques no es solo plantar árboles: Lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron Uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43(1):35-51.

Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1):1-48.

Bauhus J, van der Meer P y Kanninen M. 2010. Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests. *International Journal of Environmental Studies* 68(2).

Bolker B y R Development Core Team. 2023. Bbmle: Tools for General Maximum Likelihood Estimation. Consultado el 11 de diciembre de 2023. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/bbmle/bbmle.pdf>.

Bonilla R, Roncallo B, Jimeno J, y García T. 2009. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, Cesar. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 9(2):5-11.

Braun-Blanquet J. 1932. Plant sociology: The study of plant communities: Authorized English Translation of Pflanzensozologie. Editorial McGraw-HillBook Co. Primera edición. Estados Unidos. 472 p.

Briske D. 1996. Strategies of plant survival in grazed systems: A functional interpretation. En: The ecology and Management of grazing systems. J Hodgson y A. Illius (Editores). 37-67.

Cárdenas J. 2016. Análisis de costos iniciales de un proyecto de restauración ecológica de los bosques siempreverde de cordillera de la costa. Tesis Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 50 p.

Cleophas T, Zwinderman A. 2016. Non-parametric Tests for Three or More Samples (Friedman and Kruskal-Wallis). En Clinical Data Analysis on a Pocket Calculator. T. Cleophas y A. Zwinderman (Editores) Editorial Springer International Publishing. Heidelberg, Alemania. 193-197 p.

CONAF. 2006. Plan de Manejo Parque Nacional Conguillío. Documento de Trabajo N° 405. Chile. 154 p.

CONAF. 2016. Catastro de uso de suelo y vegetación (shapefile). Consultado el 28 de septiembre de 2023. Disponible en https://ide.minagri.gob.cl/geoweb/storage/DESCARGAS/CAPAS/PLANIFICACION_CATASTRAL/CATASTRO_CONAF/09.%20Regin%20de%20La%20Araucana.rar

CONAF. 2021. Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile al año 2020. Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales. Santiago, Chile. 39 p.

CONAF. 2021. Implementación de un estudio a largo plazo del potencial de restauración pasiva del bosque esclerófilo de Chile central. En: Resúmenes proyectos financiados por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo. Periodo 2010-2021. Editado por el Fondo de Investigación de Bosque Nativo. Departamento de Bosque Nativo 57-60 p.

Corbin J y Holl K. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. Forest Ecology and Management 261 (1):37-46.

Domínguez P. Rodríguez R. Capulín J, Razo R, Díaz M, Calleros P, Rodríguez R, Capulín J, Razo R y Díaz A. 2017. Influencia de factores edáficos en el crecimiento de una plantación de *Pinus greggii* Engelm. En Santiago de Anaya, Hidalgo, México. Madera y bosques 23(2):145-154.

- Dong P, Eder W y Muth M. 2007. Traubeneichen-Läuterungsversuche im Pfälzerwald. En Eiche im Pfälzerwald. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. 57–77 p.
- Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. En Ecología Forestal. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Donoso C. 2006. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Valdivia, Chile. Editorial Marisa Cuneo ediciones. Valdivia, Chile. 678 p.
- Donoso P y Navarro C. 2022. Silvicultura y manejo de bosques nativos: Ecología aplicada para la conservación de ecosistemas forestales. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 509 p.
- Donoso P y Otero L. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile?. Revista Bosque 26(3): 5-18.
- Donoso P, Promis A y Soto D. 2018. Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile. Argentina y el oeste de Estados Unidos. P Donoso, A Promis y D Soto (Editores). Segunda Edición. Oregón, Estados Unidos. 280 p.
- Donoso P. 2009. Tala Rasa: Implicancias y desafíos. P. Donoso (editor). Valdivia, Chile. 88 p.
- Drouineau S, Laroussinie O, Birot Y, Terrason D, Fomery T y Roman B. 2000. Joint Evaluation of Storms, Forest Vulnerability and their Restoration. R. Paivinen (Editor). Joensuu, Finlandia. 40 p.
- Ehring A y Keller O. 2006. Eichen-Trupp-Pflanzung in Baden-Württemberg. AFZ-DerWald 491-494.
- Escobar B, Donoso C, Souto C y Zúñiga A. 2006. *Embothrium coccineum*. En: Autoecología de las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Editorial Maria Cuneo ediciones. Primera edición. Chile. 15 p.

Fajardo L. 2020. Evaluación de la regeneración natural del bosque nativo en plantaciones cosechadas de *Pinus radiata* D.Don y *Eucalyptus globulus* Labill, en la cordillera de la Costa de las regiones de Bío-bío y Ñuble. Tesis Magister en Ciencias Forestales. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 100 p.

Fox J y Weisberg S (2019). An R Companion to Applied Regression. Tercera edición. Estados Unidos. 608 p.

Frank D. y Finckh M. 1997. Impactos de las plantaciones de pino oregón sobre la vegetación y el suelo en la zona centro-sur de Chile. Revista chilena de historia natural 70:191-211.

Franklin J, Spies T, Pelt R, Carey A, Thornburgh D, Berg D, Lindenmayer D, Harmon M, Keeton W, Shaw D, Bible K y Chen, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. Forest Ecology and Management 155:399-423.

Frazer G, Canham C y Lertzman K. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs. User's manual and program documentation. New York, Estados Unidos. 40 p.

Frêne C. y Núñez M. 2010. Hacia un nuevo Modelo Forestal en Chile. Revista bosque nativo 47:25-35.

FSC. 2015. FSC Principles and criteria for forest stewardship. Report of FSC-STD-01-001. Bonn, Alemania. 6 p.

Fuentes N, Sánchez P, Pauchard , Urrutia J, Cavieres L y Marticorena A. 2014. Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Primera edición. Concepción, Chile. 280 p.

Gallardo M, Pérez C, Núñez M y Armesto J. 2012. Desacoplamiento del desarrollo del suelo y la sucesión vegetal a lo largo de una cronosecuencia de 60 mil años en el volcán Llaima, Chile. Revista chilena de historia natural 85(3):291-306.

- Gann G, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson C, Jonson J, Hallett J, Eisenberg C, Guariguata M, Liu J, Hua F, Echeverría C, Gonzales E, Shaw N, Decler K, y Dixon K. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology* 27(1): 1-46.
- Garate J, Usca M, Herrera M y Alarcón G. 2022. Efecto del espaciamiento de plantación en la morfometría de copa de *Bertholletia excelsa* Bonpl (Castaña) en la Amazonía Peruana. *Información tecnológica* 33(3):179-188.
- Gerding V. 2009. La tala rasa y su efecto en la productividad del sitio. En: Tala rasa: implicaciones y desafíos. P. Donoso (Editor). Valdivia, Chile. 17-39 p.
- González M. 2021. Revisión bibliográfica de los impactos físicos acumulados en el suelo en función del tráfico de la maquinaria de maderero. Tesina Ingeniero Forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 30p.
- Hansen W, Braziunas K, Rammer W, Seidl R y Turner M. 2018. It takes a few to tango: Changing climate and fire regimes can cause regeneration failure of two subalpine conifers. *Ecology* 99(4):966–977.
- Hoersch B, Braun G y Schmidt U. 2002. Relation between landform and vegetation in alpine regions of Wallis, Switzerland. A multiscale remote sensing and GIS approach. *Computers, Environment and Urban Systems* 26(2-3):113–139.
- Iroumé A, Mayen O y Huber A. 2006. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes* 20(1): 37-50
- Jactel H y Brockerhoff E. 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10(9):835–848.
- Jordano P, Zamora R, Marañón T y Arroyo J. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas*. 12 p.
- Keenan R. y Kimmins J. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1(2): 121-144.

- Kelty M. 2006. The role of species mixtures in plantation forestry. *Forest Ecology and Management*, 233(2-3):195–204.
- Kremer K, Bannister J y Bauhus, J. 2021. Restoring native forests from *Pinus radiata* plantations: Effects of different harvesting treatments on the performance of planted seedlings of temperate tree species in central Chile. *Forest Ecology and Management*, 479.
- Lambers H, Bishop J, Hopper S, Laliberté E y Zuñiga A. 2012. Phosphorus-mobilization ecosystem engineering: The roles of cluster roots and carboxylate exudation in young P-limited ecosystems. *Annals of Botany* 110(2):329-348.
- Le H, Smith C, Herbohn J y Harrison S. 2012. More than just trees: Assessing reforestation success in tropical developing countries. *Journal of Rural Studies* 28(1):5-19.
- Leder B. 2007. Wachstum und qualitative Entwicklung von Eichennestern. *AFZ-DerWald* 62(8): 420–423.
- Lemmon P. 1956. A Spherical Densiometer For Estimating Forest Overstory Density. *Forest Science* 2(4):314–320.
- Magurran A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. Primera edición. Princeton, Estados Unidos. 172 p.
- Mazón M, Maita J y Aguirre N. 2017. Restauración del paisaje en Latinoamérica: Experiencias y perspectivas futuras. *Memorias del Primer Congreso Ecuatoriano de Restauración del Paisaje*. Primera edición. Loja, Ecuador. 231 pp.
- Mittermeier R, Robles P, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch C, Lamoreux J y da Fonseca G. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Editorial First English. Ciudad de México, México. 200 p.
- Montesinos A. 2011. Estudio del AIC y BIC en la selección de modelos de vida con datos- Tesis Maestro en Ciencias con Especialidad en Probabilidad y Estadística. Centro de Investigación en Matemáticas (CIMAT) censurados. Guanajuato, México. 65p.

Moretti A, Olguin F, Pinazo M, Gortari F, Vera J y Graciano C. .2019. Supervivencia y crecimiento de un árbol nativo maderable bajo diferentes coberturas de dosel en el Bosque Atlántico, Misiones, Argentina. *Ecología Austral*, 29(1), 099-111.

Myers N, Mittermeier R, Mittermeier C, da Fonseca G y Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772):853-8

Nahuelhual L, Carmona A, Lara A, Echeverría C y González M 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107(1):12-20.

Navarrete B. 2022. Perspectivas de la restauración pasiva como herramienta para la recuperación de bosques de *Nothofagus pumilio* en sitios previamente plantados con coníferas exóticas en la Reserva Nacional Coyhaique. Tesis Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 76 p.

Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlinn D, Ouellette M, Ribeiro E, Smith T, Stier A, Ter C, Weedon J. 2022. Vegan: Community Ecology Package. Consultado el 21 de enero de 2023. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.

Padilla F. 2008. Factores limitantes y estrategias de establecimiento de plantas leñosas en ambientes semiáridos. Implicaciones para la restauración. *Ecosistemas* 17(1).

Parra P. 2019. Presentación. Chile necesita un nuevo modelo forestal: Ante los desafíos climáticos, sociales y ambientales. L. Astorga y H. Burschel (Editores). LOM Ediciones, Santiago, Chile. 9-10 p.

Pauchard A, Langdon B, Peña E. 2008. Potencial invasivo de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco en Bosques Nativos del Centro-Sur de Chile: patrones y recomendaciones. 89-114.

PEFC. 2018. Sustainable Forest Management Requirements. SFCS Technical document TD SFCS 1003:2021. Eslovenia, Eslovaquia. 60 p.

Perez F, Quidel Y y Sánchez P. 2017. Reconstrucción de la historia y cambios en uso de suelo en sector Marsella con participación de actores clave. En: Compendio de investigaciones asociadas a conversión de plantaciones en predio Marsella, PN Conguillío (2015-2018). R. Vargas y C. Manriquez (Editores). Temuco, Chile. 86-100 p.

Pla L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31(8): 583-590.

Pollmann W. 2003. Stand structure and dendroecology of an old-growth *Nothofagus* forest in Conguillio National Park, south Chile. *Forest Ecology and Management* 176(1-3): 87-103.

Promis Á. 2020. Plantaciones nativas o exóticas: Reflexiones sobre los impactos ambientales en Chile. *Ecología Austral* 30(2).

Quiroz I y Rojas Y. 2003. Pino ponderosa y Pino oregón: coníferas para el sur de Chile. Valdivia, Chile. 316 p.

R Core Team. 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Consultado el 12 de diciembre de 2023. Disponible en <https://www.r-project.org/>.

Ramírez, A y Rodríguez A. (s. f.). Efecto de calidad de planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 10(1):5-11.

Repetto F y Cabello J. 2015. Potencial de restauración ecológica en zonas de uso público en el Parque Nacional Torres del Paine. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43(1):115-121.

Reyes E, Hernández G y Calvillo A. 2019. Evaluación de la supervivencia en sitios reforestados como indicador de la restauración del paisaje en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. *Revista De Investigación En Geografía* (2):97–117.

Riquelme T, González P y Donoso P. 2023. Comparación de crecimiento de *Nothofagus alpina* y *Nothofagus obliqua* en plantaciones puras y mixta en la depresión intermedia de la Región de Los Ríos, Chile. *Revista Bosque* 44(1).

- Romero M y Urrutia J. 2022. Flora del Parque Nacional Conguillío. Ediciones UC Temuco. Temuco, Chile. 408 p.
- Rubilar R, Fox T, Alle L y Albaugh T. (2009). Manejo intensivo al establecimiento de plantaciones forestales de *Pinus sp*, y *Eucalyptus sp*, en Chile y Argentina. Informaciones agronómicas 1-6.
- Sagardía R, Bahamondez C, Ávila A, Reyes R y Vergara G. 2022. Los Recursos Forestales en Chile 2022. Informe técnico N°258. Inventario Forestal Nacional de Bosques Nativos y Actualización de Plantaciones Forestales. Chile. 193 p.
- Saha S, Kuehne C & Bauhus J. 2013. Tree Species Richness and Stand Productivity in Low-Density Cluster Plantings with Oaks (*Quercus robur* L. and *Q. petraea* (Mattuschka) Liebl.). Forests 4(3):650-665.
- Saha S, Kuehne C, Kohnle U, Brang P, Ehring A, Geisel J, Leder B, Muth M, Petersen R, Peter J, Ruhm W y Bauhus J. 2012. Growth and quality of young oaks (*Quercus robur* and *Quercus petraea*) grown in cluster plantings in central Europe: A weighted meta-analysis. Forest Ecology and Management 283: 106-118.
- Saha S. 2012. Development of tree quality, productivity, and diversity in oak (*Quercus robur* and *Q. petraea*) stands established by cluster planting. Tesis de Doctorado en Ciencias Naturales. University of Freiburg. Freiburg, Alemania. 130 p.
- Salas C, Donoso P, Vargas R, Arriagada C, Pedraza R y Soto D. 2016. The Forest Sector in Chile: An Overview and Current Challenges. Journal of Forestry 114(5):562-571.
- Salas C. 2021. Análisis de datos con el programa estadístico R: Una introducción aplicada. Ediciones Universidad Mayor SpA. Santiago, Chile. 15p.
- Schlatter J, Grez V y Gerding. 2003. Manual para el Reconocimiento de Suelos. Tercera edición. Valdivia, Chile. 114 p.
- Shannon C y Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. Primera edición. Illinois, Estados Unidos. 144 p.

Soto F. 2011. Efecto inmediato de la tala rasa en verano sobre el caudal y transporte de sedimentos en una microcuenca de la Cordillera de La Costa, Región del Bio-Bío. Tesis Ingeniero Forestal. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 40 p.

Stanturf A. 2015. What Is Forest Restoration? En: Restoration of Boreal and Temperate Forests. A. Stanturf A. (Editor). Segunda edición. Nueva York, Estados Unidos. 1-9 p.

Suganuma M y Durigan G. 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23(3):238-251.

Szymanski S. 1977. Application of Ogijevski's nest method of artificial regeneration of oak on fertile sites. *Sylvan* 121(9):43-55.

Teillier S, Rodríguez R y Serra M. 2003. Lista preliminar de plantas leñosas, alóctonas, asilvestradas en Chile Continental. Consultado el 17 de diciembre de 2023. Disponible en <https://www.chlorischile.cl/le%C3%B1osasaloc/lenosasaloc.htm>

Toledo J. 2022. Los tres puntos críticos y vulnerables del modelo forestal. *Revista Saberes Socioambientales*. 1:28-33.

Toro M, Promis Á, Huertas A y Martínez G, (2018). Influencia del micrositio y la exposición en la regeneración de bosques de *Nothofagus pumilio* afectados por *Castor canadensis* en Tierra del Fuego: Un análisis exploratorio. *Revista bosque* 39(3):431-440.

Tveite H. 2019. NNJoin Plugin. Consultado el 18 de diciembre de 2023. Disponible en <https://plugins.qgis.org/plugins/NNJoin/#plugin-about>.

Van Oosterzee P, Liu H y Preece N. 2020. Cost benefits of forest restoration in a tropical grazing landscape: Thiaki rainforest restoration project. *Global Environmental Change* 63:102105.

Vargas R y Manríquez C. 2018. Compendio de investigaciones asociadas a conversión de plantaciones en predio Marsella, Parque Nacional Conguillío (2015-2018). Laboratorio de Biometría Universidad de La Frontera. Temuco, Chile. 138 p.

Vidal O, Bauk V, Avendaño N y Kusanovic M. 2014. Plan ONG AMA Torres del Paine de Restauración Ecológica en Bosques Incendiados. Informe final Plan AMA. Chile. 124 p.

Wortley L, Hero J y Howes M. 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology* 21(5):537-543.

Zeileis A, Kleiber C y Jackman S. 2008. Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27(8).

Zuur A, Leno E, Walker N, Saveliev A, Smith G. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Journal o Statistical Software* 32(b01).

14. ANEXOS

Anexo 1. Supervivencia (%) mediana de cada tratamiento, i.e. plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB), para los años 2017, 2019 y 2023. El coeficiente de variación se presenta entre paréntesis.

Tratamiento	Supervivencia 2017	Supervivencia 2019	Supervivencia 2023
GM	59.5 (0.3)	59.5 (0.4)	50 (0.5)
GB	69 (0.3)	61.9 (0.4)	54.8 (0.5)
HM	52 (0.4)	52 (0.5)	52 (0.5)
HB	68 (0.4)	60 (0.4)	44 (0.3)

Anexo 2. Supervivencia (%) media y mediana de cada tratamiento por zona, para los años 2017, 2019 y 2023. Entre paréntesis se incluye el error estándar de la media. (C.V.) corresponde al coeficiente de variación.

Tratamiento	Supervivencia 2017			Supervivencia 2019			Supervivencia 2023		
	Media	Mediana	C.V.	Media	Mediana	C.V.	Media	Mediana	C.V.
Zona 1									
GM	46.8 (±7)	57.1	0.4	36.5 (±6)	31	0.4	25.4 (±7)	21.4	0.6
GB	54.8 (±11)	61.9	0.5	42.1 (±10)	45.2	0.6	33.3 (±9)	38.1	0.7
HM	49.3 (±8)	48	0.3	37.3 (±13)	24	0.6	36 (±14)	24	0.7
HB	66.7 (±8)	68	0.2	60 (±4)	60	0.1	50.7(±8)	44	0.2
Zona 2									
GM	65.1 (±7)	64.3	0.2	61.1 (±5)	61.9	0.2	57.1 (±6)	59.5	0.3
GB	64.3 (±9)	66.7	0.4	57.1 (±8)	61.9	0.4	54.8 (±8)	57.1	0.3
HM	54.7 (±21)	40	0.7	42.7(±14)	40	0.5	41.3 (±15)	40	0.6
HB	36 (±5)	36	0.2	34.7 (±6)	36	0.3	32 (±4)	36	0.2
Zona 3									
GM	76.2 (±7)	78.6	0.2	73 (±6)	76.2	0.1	62.7 (±6)	64.3	0.2
GB	73.8 (±4)	71.4	0.1	64.3 (±7)	66.7	0.2	57.1 (±8)	59.5	0.3
HM	64 (±10)	56	0.3	64 (±10)	56	0.3	60 (±6)	56	0.2
HB	81.3 (±8)	80	0.2	80 (±7)	80	0.2	57.3 (±1)	56	0.0

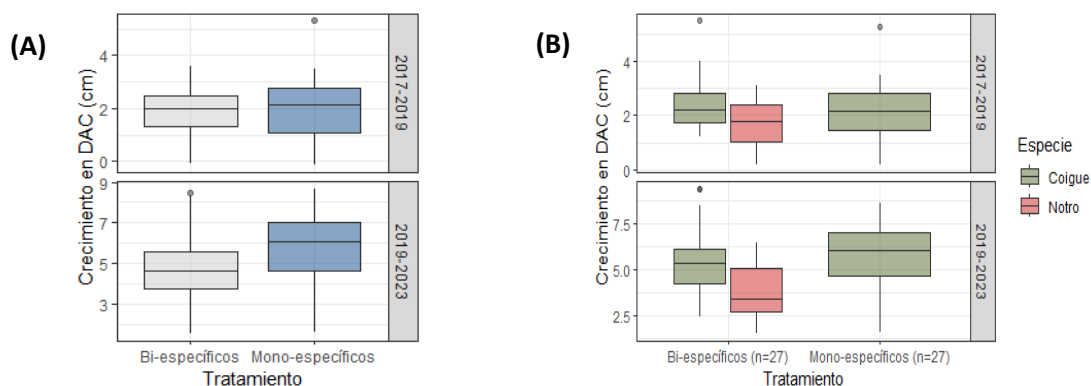
Anexo 3. Crecimientos promedios y medianos de altura (m) y DAC (cm) para cada tratamiento durante los periodos 2017-2019 y 2019-2023. Entre paréntesis se incluye el error estándar de la media. (C.V.) corresponde al coeficiente de variación. Distintas letras indican diferencias significativas para un nivel de significancia de 0.05.

Tratamiento	Crecimiento en altura (m)			Crecimiento en DAC (cm)		
	Media	Mediana	C.V.	Media	Mediana	C.V.
2017 - 2019						
GM	0.67 (±0.11)	0.7	0.7	1.47 (±0.2) a	1.48	0.6
GB	0.72 (±0.08)	0.68	0.5	1.84 (±0.2)	1.87	0.4
HM	1.02(±0.13)	0.98	0.4	2.94(±0.4) b	2.8	0.4
HB	0.7 (±0.16)	0.96	0.7	1.84 (±0.5)	2.3	0.8
2019 - 2023						
GM	2.37(±0.2)	2.57	0.4	4.8 (±0.4) a	5	0.4
GB	2.57 (±0.2)	2.6	0.3	4.37 (±0.3) a	4.65	0.3
HM	2.7 (±0.2)	2.45	0.2	7.26 (±0.4) b	7.65	0.2
HB	2.06 (±0.2)	2.1	0.3	5.26 (±0.6)	4.6	0.4

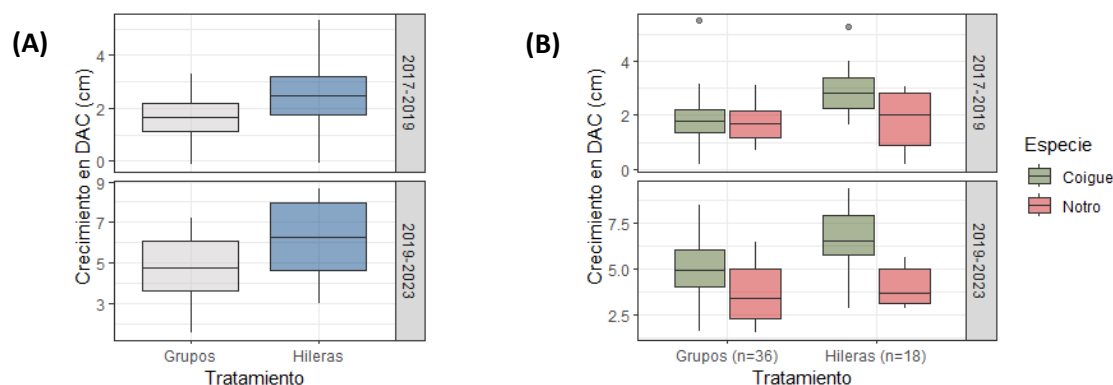
Anexo 4. Crecimientos promedios y medianos de altura (m) y DAC (cm) para zona durante los periodos 2017-2019 y 2019-2023. Entre paréntesis se incluye el error estándar de la media. (C.V.) corresponde al coeficiente de variación. Distintas letras indican diferencias significativas para un nivel de significancia de 0.05.

Zona	Crecimiento en altura (m)			Crecimiento en DAC (cm)		
	Media	Mediana	C.V.	Media	Mediana	C.V.
2017 - 2019						
1	0.57 (±0.1) a	0.52	0.7	1.67 (±0.3)	1.45	0.6
2	0.59 (±0.1) a	0.68	0.6	1.76(±0.3)	2.15	0.6
3	1.09 (±0.1) b	1.08	0.3	2.27(±0.2)	2.1	0.4
2019 - 2023						
1	1.97 (±0.2) a	2.26	0.4	4.4 (±0.5)	4.62	0.5
2	2.5 (±0.2) b	2.48	0.3	5.5 (±0.4)	5.9	0.3
3	2.85 (±0.1) b	2.9	0.2	5.5 (±0.4)	5.38	0.3

Anexo 5. Diagramas de caja del crecimiento en DAC contrastando tratamientos mono y bi-específicos. Para los periodos 2017-2019 y 2019-2023. (A) considera solo tratamientos. (B) Considera especie y tratamiento.



Anexo 6. Diagramas de caja del crecimiento en DAC de los individuos, contratando grupos e hileras. Para los periodos 2017-2019 y 2019-2023. (A) considera solo tratamientos. (B) Considera especie y tratamiento.



Anexo 7. Mediana del grado de esbeltez por tratamiento, (i.e. plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), para los años 2017, 2019 y 2023. El coeficiente de variación se presenta entre paréntesis. Distintas letras indican diferencias significativas para un nivel de significancia de 0.05.

Tratamiento	Esbeltez 2017	Esbeltez 2019	Esbeltez 2023
GM	69.2 (0.3) a	57.3 (0.3) a	55.3 (0.5) a
GB	65 (0.4)	50.8 (0.3)	54.2 (0.4) a
HM	61.8 (0.3) b	45 (0.3) b	40 (0.2) b
HB	64.2 (0.3) b	47.5 (0.3) b	43.7 (0.3) b

Anexo 8. Mediana del grado de esbeltez por tratamiento clasificado en mono y bi-específicos, para los años 2017, 2019 y 2023. El coeficiente de variación se presenta entre paréntesis.

Tratamiento	Esbeltez 2017	Esbeltez 2019	Esbeltez 2023
Mono-específicos	65.8 (0.3)	52.7 (0.3)	49.3 (0.5)
Bi-específicos	64.7 (0.4)	49 (0.3)	49.5 (0.4)

Anexo 9. Medianas de esbeltez por zona, para los años 2017, 2019 y 2023. El coeficiente de variación se presenta entre paréntesis. Distintas letras indican diferencias significativas para un nivel de significancia de 0.05.

Zona	Esbeltez 2017	Esbeltez 2019	Esbeltez 2023
1	66 (0.4) a	47.5 (0.3) a	48.2 (0.4) a
2	60.5 (0.3) b	48 (0.3) a	46 (0.3) a
3	70.6 (0.3) a	54.9 (0.3) b	53.8 (0.5) b

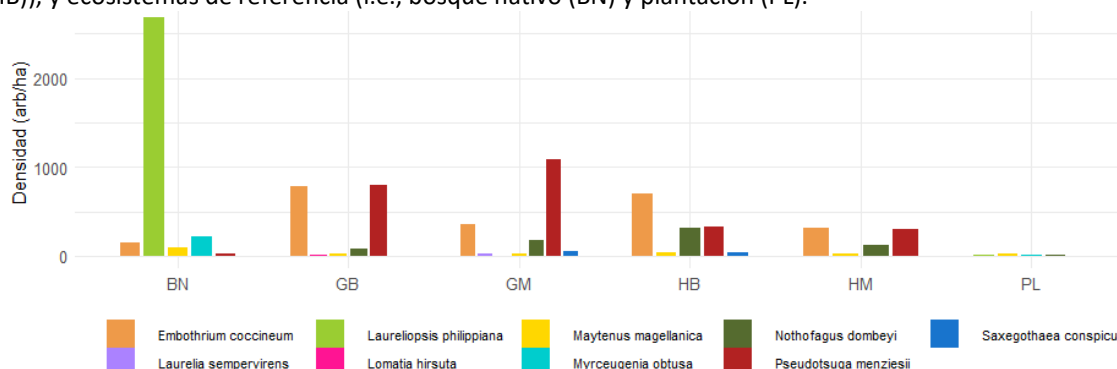
Anexo 10. Estimaciones de los efectos de los predictores y efectos aleatorios en la tasa de supervivencia, según en el modelo mixto ajustado. (IC) corresponde al intervalo de confianza a un 95%, (p) al nivel de significancia, (ICC) al Coeficiente de Correlación Intraclass, (R2 Marginal) al coeficiente de determinación considerando solo efectos fijos y (R2 Condicional) al coeficiente de determinación considerando efectos fijos y aleatorios. (*) indica variables significativas.

Predictores	Tasa de supervivencia (%)		
	Estimaciones	IC	p
Dist. Inicial entre individuos (m)	-4.29	-9.55 – 0.97	0.107
Dist. al legado biológico (m)	-6.61	-11.42 – -1.81	0.008*
Dist. a la plantación (m)	-2.62	-7.33 – 2.10	0.269
Dist. al bosque nativo (m)	-3.81	-9.62 – 2.00	0.193
Altitud (m.s.n.m)	5.74	-0.02 – 11.50	0.051
Pendiente (%)	2.96	-2.97 – 8.89	0.320
Restos leñosos (%)	-2.69	-7.21 – 1.83	0.237
Efectos aleatorios			
ICC	0.31		
N Zona	3		
Observaciones	54		
R2 Marginal / R2 Condicional	0.280/ 0.503		

Anexo 11. Tamaño del efecto los predictores a la tasa de supervivencia. (IC) corresponde al intervalo de confianza a un 95%.

Predictores	Tamaño del efecto	IC
Dist. inicial entre individuos (m)	0.06	0 - 1
Dist. al legado biológico (m)	0.15	0.02 - 1
Dist. a la plantación (m)	0.03	0 - 1
Dist. al bosque nativo (m)	0.04	0 - 1
Altitud (m.s.n.m)	0.09	0 - 1
Pendiente (°)	0.02	0 - 1
Restos leñosos (%)	0.03	0 - 1

Anexo 12. Abundancia de regeneración por especie en cada tratamiento (i.e., plantación en grupos mono-específicos (GM), grupos bi-específicos (GB), hileras mono-específicas (HM) e hileras bi-específicas (HB)), y ecosistemas de referencia (i.e., bosque nativo (BN) y plantación (PL)).



Anexo 14. Razón de tasa de incidencia (IRR) de los predictores en la abundancia de regeneración de pino oregón (IC) corresponde al intervalo de confianza a un 95%, (p) al nivel de significancia. (*) indica variables significativas. Pseudo R2 indica la bondad de ajuste del modelo.

Abundancia de regeneración de Pino oregón			
Predictores	IRR	CI	p
Cobertura de dosel	1.46	0.90 – 2.36	0.106
Distancia a la plantación	0.6	0.37 – 0.93	0.015*
Distancia al bosque nativo	0.66	0.40 – 1.08	0.089
Pendiente	0.59	0.36 – 1.05	0.02*
Forma de la ladera [convexo]	5.89	2.30 – 15.28	<0.001*
Forma de la ladera [plano]	1.22	0.41 – 4.10	0.735
Restos leñosos	1.31	0.91 – 1.95	0.167
Observaciones	54		
Pseudo R2	0.45		

Nota: Valores (IRR) < 1 indican una relación negativa, valores (IRR) > 1 indican una relación positiva.